

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI *FEDERICO II*



DOTTORATO DI RICERCA IN
ANALISI DEI SISTEMI AMBIENTALI
XXIII CICLO

**Possibili interazioni rifiuti-metano: emissioni diffuse da
discarica e biometanazione da biomasse territorialmente
significative**

Coordinatore

Prof. Filippo Barattolo

Tutor

Prof. Ing. Massimiliano Fabbricino

Allieva

Dott. Ing. Cristina Caramiello

Tutor

Dott. Ing. Fabio Tatàno

(*Università di Urbino "Carlo Bo"*)

Indice

Presentazione.....	pag.	4
Capitolo 1 CAMBIAMENTI CLIMATICI ED EFFICIENZA ENERGETICA: NUOVI SCENARI NELLA GESTIONE INTEGRATA DEI RIFIUTI »		6
1.1 I cambiamenti climatici, la crisi economica e la questione ambientale »		6
1.2 Recenti sviluppi del dibattito internazionale in tema di politiche di mitigazione dei cambiamenti climatici	»	9
1.3 Strategie in campo energetico in Italia e nell'Unione Europea	»	12
1.4 Contributo all'emissione di gas serra dalla gestione dei rifiuti	»	15
1.5 Possibilità di riutilizzo della FORSU e valorizzazione energetica dei fanghi	»	17
1.6 I rifiuti agroindustriali di origine organica come risorsa	»	19
Capitolo 2 RECUPERO DI BIOGAS: TECNOLOGIE PRODUTTIVE E CONTROLLO DELLE EMISSIONI	»	22
2.1 La produzione di biogas attraverso il processo di digestione anaerobica	»	22
2.1.1 Fasi principali della digestione anaerobica	»	22
2.1.2 Cenni di biochimica correlata alla digestione anaerobica	»	24
2.1.3 Principali fattori che influenzano la digestione anaerobica	»	24
2.1.4 Parametri di gestione e controllo dei processi di digestione anaerobica.....	»	27
2.1.5 Parametri di stabilità del processo di digestione anaerobica	»	30
2.2 Emissioni diffuse da discarica e relativi impatti ambientali tra indirizzi normativi ed applicazioni scientifiche	»	32
2.2.1 Aspetti gestionali e possibili impatti ambientali da discarica	»	34
2.2.2 Metodiche di monitoraggio delle emissioni di biogas da discarica	»	37
2.2.3 Elaborazioni geostatistiche dei dati	»	45
2.3 La produzione di biogas da biomasse: bioenergie in Europa e in Italia	»	47
2.3.1 La produzione di biogas nell'Unione Europea	»	48
2.3.2 Bioenergia in Italia	»	50
Capitolo 3 MATERIALI E METODI DELLE ATTIVITÀ SPERIMENTALI.....	»	51
3.1 Quantificazione e valutazione sperimentale in situ di emissioni diffuse da discarica (CO ₂ e CH ₄)	»	51
3.1.1 Metodologia strumentale della camera d'accumulo statica, non stazionaria	»	51
3.1.2 Descrizione del sito d'indagine sperimentale	»	55
3.1.3 Le campagne di monitoraggio direttamente condotte	»	56
3.1.4 Rappresentazione geostatistica dei dati di misura di flusso	»	67
3.1.5 Elaborazione mappe degli isoflussi	»	67
3.1.6 Scelta della spaziatura opportuna	»	69
3.2 Prove sperimentali in scala da laboratorio per la valutazione del potenziale di biometanazione di differenti matrici organiche	»	70
3.2.1 Metodi di misura della biodegradabilità anaerobica	»	70

3.2.2	Caratterizzazione dei substrati indagati	»	72
3.2.3	Caratterizzazione degli inoculi	»	77
3.2.4	Impostazione degli impianti	»	77
3.2.5	Preparazione delle matrici in ingresso	»	80
3.2.6	Analisi durante il processo	»	84
3.2.7	Analisi sul digestato	»	85
Capitolo 4	RISULTATI E DISCUSSIONE DELLE ATTIVITÀ SPERIMENTALI	»	87
4.1	Elaborazioni geostatistiche e mappatura areale dati di flusso rilevati presso il sito di discarica	»	87
4.1.1	Elaborazione statistica dei dati di flusso emessi dal corpo discarica	»	87
4.1.2	Dispersioni totali per settore areale di discarica	»	99
4.1.3	Bilanci volumetrici (approssimativi) del biogas	»	102
4.1.4	Mappe degli isoflussi	»	103
4.1.5	Caratterizzazione selettiva delle emissioni	»	126
4.1.6	Dispersioni specifiche superficiali	»	132
4.2	Presentazione e commento dei risultati su produzione di biogas e metano dalle matrici investigate	»	134
4.2.1	Caratterizzazione delle matrici in ingresso	»	134
4.2.2	Valutazione del potenziale di biometanazione da Inoculo A	»	136
4.2.3	Valutazione del potenziale di biometanazione dalla FORSU	»	137
4.2.4	Valutazione del potenziale di biometanazione dai Fanghi	»	139
4.2.5	Valutazione del potenziale di biometanazione Inoculo B	»	146
4.2.6	Valutazione del potenziale di biometanazione dai Vinaccioli d'uva	»	148
4.2.7	Valutazione del potenziale di biometanazione dal Polverino di cuoio	»	151
	Conclusioni e sviluppi futuri	»	155
	Bibliografia	»	158

Presentazione

“Dovremo diventare tutti vegetariani se vogliamo davvero combattere i cambiamenti climatici”. Tale affermazione dell’economista Lord Nicholas Stern, Presidente dell’Istituto di Ricerca Grantham su Cambiamenti Climatici ed Ambiente della “London School of Economics and Political Science”, autore nel 2006 del celebre “Rapporto Stern” sui cambiamenti climatici, richiama l’attenzione di ciascuno di noi sulla necessità di convertire le proprie abitudini, finanche alimentari, con l’obiettivo di salvaguardare le risorse naturali del pianeta, sul quale, ormai da troppi anni, come affermano gli studiosi, stiamo “giocando d’azzardo”.

Il riferimento alla dieta vegetariana è connesso alla circostanza per la quale gli allevamenti, soprattutto di bovini e di suini, sono la causa del 18 per cento delle emissioni di metano, il cui effetto sul riscaldamento del pianeta è ben 23 volte più potente rispetto a quello dell’anidride carbonica. Dunque, ad essere chiamato in causa come maggiore responsabile dell’effetto serra e dei cambiamenti climatici, è il biogas, generato dalla degradazione anaerobica di matrici ad elevato contenuto organico. Esso, costituito da una percentuale del 50-80 per cento di metano, è caratterizzato da un potere calorifico inferiore all’incirca pari a 5.500 kcal/Nm^3 e pertanto il suo utilizzo costituisce un’importante fonte energetica alternativa, considerando anche che la CO_2 prodotta dalla sua combustione permette di pareggiare il bilancio di anidride carbonica emessa in atmosfera, al contrario di quanto avviene per la CO_2 emessa ex novo dalla combustione dei carburanti fossili. L’inefficienza e la mancanza di tecnologie adeguate, tuttavia, non permettono appieno lo sfruttamento delle sue potenzialità, in considerazione sia del fatto che in gran parte “sfugge” dai siti di discarica controllata, in quanto i sistemi di captazione non superano, in termini di efficienza in media il 70 per cento, sia perché gran parte delle matrici organiche di scarto sono appunto avviate allo smaltimento finale, quando potrebbero essere utilizzate come biomassa di partenza in impianti di digestione anaerobica per la produzione di biogas ed il suo successivo impiego in sistemi di cogenerazione, sottraendole dunque all’abbancamento nei siti individuati ed evitando di conseguenza il loro contributo alla produzione di metano in un digestore incontrollato quale di fatto è la discarica.

Il presente lavoro di ricerca si propone pertanto di individuare una metodologia sperimentale per la stima dei volumi di emissione da un sito di discarica nonché la ricostruzione di mappe areali di flusso con la finalità di valutare l’efficienza del sistema di captazione utilizzato e parallelamente di determinare il potenziale di biometanazione di talune matrici di scarto al fine di definire i parametri di processo in relazione ai quali ottenere la massima resa in termini di produzione di metano in previsione di un successivo sale-up degli impianti.

A Vincenzo e Sabrina

CAPITOLO PRIMO

Cambiamenti climatici ed efficienza energetica: nuovi scenari nella gestione integrata dei rifiuti

Lo sviluppo tecnologico, che ha avuto la sua prima affermazione in Europa con la Rivoluzione Industriale nel XIX secolo, è stato basato su una disponibilità di combustibili fossili a buon mercato e in quantità pressoché illimitata relativamente ai consumi dell'epoca. Tuttavia è lecito pensare che, se i presupposti energetici fossero stati diversi, l'evoluzione tecnologica avrebbe seguito strade diverse, ma non meno straordinarie, e ugualmente l'umanità avrebbe potuto dichiarare di aver raggiunto una condizione di benessere senza precedenti, probabilmente una parte dell'umanità più vasta di quella che oggi può sostenere tale affermazione (Pietrogrande et al., 2007).

La situazione nondimeno appare oggi completamente differente: le risorse fossili non sono più in quantità illimitate e gli sconvolgimenti climatici legati alla concentrazione di anidride carbonica e dei gas serra in atmosfera lasciano presagire conseguenze catastrofiche sugli ecosistemi, tali da minacciare la sopravvivenza stessa della specie umana.

1.1 I cambiamenti climatici, la crisi economica e la questione ambientale

Se non considerassimo gli effetti prodotti dalla presenza dell'atmosfera, la temperatura media della Terra sarebbe all'incirca pari a -22°C ; la presenza del "filtro" di gas, costituito prevalentemente da vapore acqueo, anidride carbonica (CO_2), metano (CH_4), protossido di azoto (N_2O), idrofluorocarburi (HFC), perfluorocarburi (PFC) ed esafluoruro di zolfo (SF_6), consente invece di assorbire e in parte riflettere verso il basso la radiazione nel campo dell'infrarosso termico emessa dalla superficie terrestre e pertanto di mantenere una temperatura media al suolo pari a $+16^{\circ}\text{C}$. A tale fenomeno, identico a quello che avviene nelle serre per effetto delle superfici di vetro o plastica, viene dato per l'appunto il nome di *effetto serra* e i gas su menzionati vengono detti *gas serra* o *green-house gases*. Per meglio definire l'apporto che ciascuno dei gas fornisce al fenomeno del riscaldamento globale, è maggiormente corretto riferirsi al loro potenziale di riscaldamento (GWP, Global Warming Potential), espresso come il rapporto tra il riscaldamento globale causato in 100 anni da una data sostanza ed il riscaldamento causato dall'anidride carbonica nella stessa quantità. Ne risulta che il GWP della CO_2 è pari a 1, quello del CH_4 è pari a 23 (IPCC, 2001).

L'aumento negli ultimi 150 anni nell'atmosfera della concentrazione di anidride carbonica e degli altri gas serra è stato pari al 35 per cento (era circa 280 ppm nel 1860), abbastanza da indurre cambiamenti climatici sensibili. In un'ipotesi inerziale di sviluppo, entro questo secolo si potrebbe arrivare a concentrazioni di CO_2 nell'ordine di 800-1.000 ppm cui corrisponderebbe un aumento

fino a circa 6°C della temperatura, con il conseguenziale scioglimento dei ghiacciai, l'innalzamento fino a un metro del livello dei mari e altre conseguenze disastrose (Pietrogrande et al., 2007).

È necessario, dunque, agire per ridurre drasticamente l'uso dei combustibili fossili; se si supereranno infatti i 2°C di aumento della temperatura media globale, si ipotizza che l'entità degli impatti diverrebbe estremamente pericolosa ed in molti casi irreversibile.

A chi attribuisce i cambiamenti climatici essenzialmente alle attività antropiche, ribattono *gli scettici* i quali invece ritengono che l'innalzamento medio della temperatura sia da attribuire ad una normale fase climatica naturale. Tali affermazioni si basano su studi effettuati sulla concentrazione di alcuni particolari isotopi dell'ossigeno nei ghiacciai polari e sull'analisi del plancton fossile che hanno consentito la ricostruzione del clima negli ultimi 3 milioni di anni. Ebbene, le grandi ere glaciali si susseguono ogni 100.000 anni, ma picchi significativi si ripetono ogni 40.000 e ogni 20.000 anni, confermando la Teoria di Milankovitch, che attribuisce le grandi mutazioni climatiche alle variazioni orbitali della Terra.

Tuttavia recenti studi condotti dall'*Hadley Centre for Climate Change and Research and the Rutherford Appleton Laboratory*, simulando la distribuzione spazio/tempo dei cambiamenti di temperatura dovuti a cause naturali e a cause antropiche, con un modello di circolazione generale atmosfera/oceano (HadCM3), hanno portato alla conclusione che il riscaldamento degli ultimi 50 anni deve essere in massima parte attribuito alla componente antropica (Tett et al., 2002).

Tale ipotesi è confermata dal IV Rapporto dell'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), che sostiene che per il 90 per cento il riscaldamento dell'atmosfera dipende dall'uso di combustibili fossili da parte dell'uomo (IPCC, 2007). Nel documento vengono inoltre valutate le varie componenti che influenzano il clima e la loro capacità di modificare la quantità di energia trattenuta dall'atmosfera (*radiative forcing*). Uno dei dati più sorprendenti, come si evince dalla Fig. 1.1, è l'effetto raffreddante degli aerosol presenti in atmosfera: ciò spiega l'aumento della temperatura registratosi dagli anni '80 in poi, quando cioè i Paesi industrializzati hanno cominciato ad adottare politiche per il controllo del particolato e delle polveri sottili.

Si prevede, nello scenario in cui saranno attuate politiche sia per il controllo degli aerosol che dell'anidride carbonica, che l'innalzamento della temperatura continuerà fino al 2030, con una velocità stimabile tra 0,3 - 0,4 °C per decennio (Fig. 1.2), dopodiché l'aumento risulterà meno repentino. Ciò che non si è ancora in grado di valutare è l'entità dei danni causati agli ecosistemi (Raes et al., 2009).

Nella Conferenza *Avoiding Dangerous Climate Change*, svoltasi nel 2005 nel Regno Unito, i principali studiosi mondiali dei cambiamenti climatici hanno evidenziato tuttavia che, se anche oggi

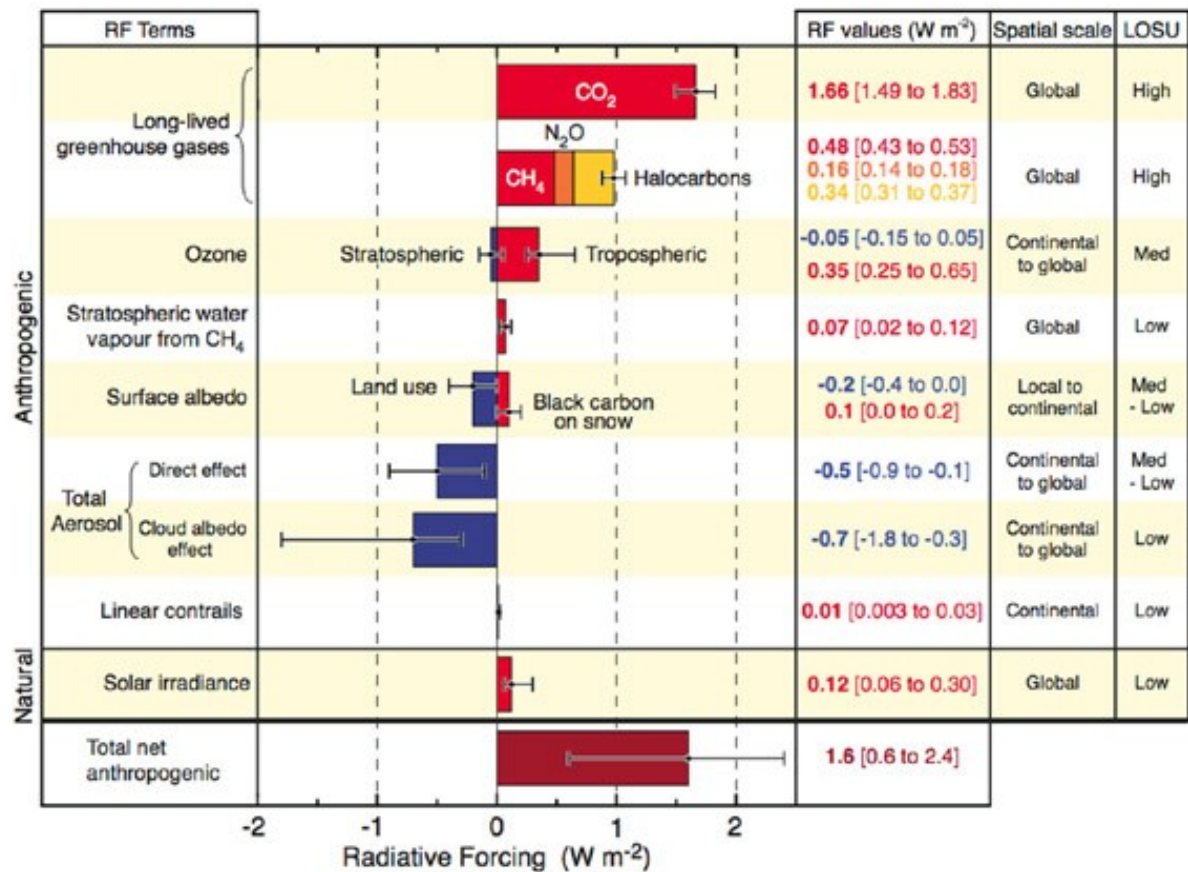


Fig. 1.1- Componenti del radiative forcing (fonte: IPCC, 2007)

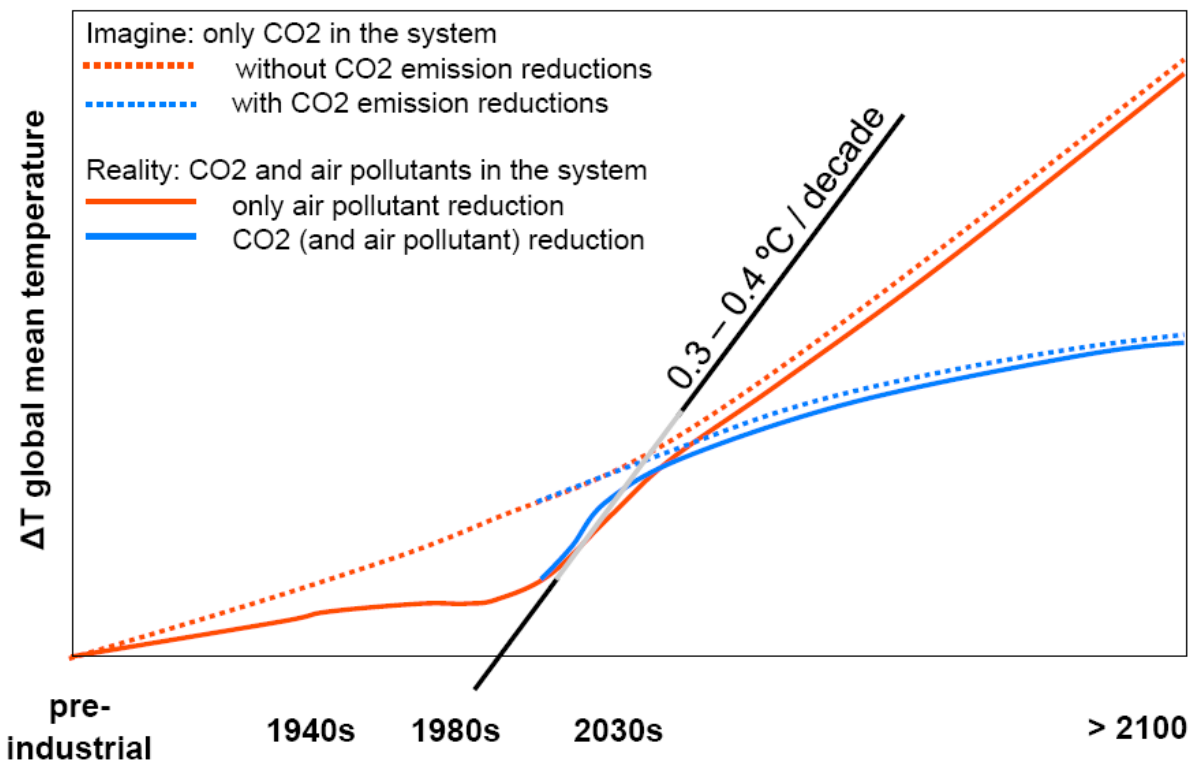


Fig. 1.2 - Innalzamento della temperatura previsto entro il 2030 (fonte: Raes et al., 2009)

azzerassimo l'uso dei combustibili fossili, i ghiacciai del nostro pianeta sarebbero comunque destinati al totale scioglimento nei prossimi secoli.

Contrariamente a questa tesi, un economista di fama mondiale, Nicholas Stern, ex vice-presidente della Banca Mondiale evidenziava già nel 2006 il “pericolo del non fare” e, nel suo Rapporto *The Economics of Climate Change* (Stern, 2006), affermava, con lungimiranza quasi profetica, che, se non avessimo ridotto dell'80 per cento le emissioni di gas-serra, il prodotto lordo mondiale sarebbe crollato fra il 5 e il 20 per cento, gettando il mondo in una depressione economica simile a quella dell'inizio del '900, ma con maggiori difficoltà di ripresa. Valutare le conseguenze economiche dei cambiamenti climatici, in particolare nelle zone costiere e le aree a rischio idrogeologico, gli impatti sulla salute umana e il benessere sociale, doveva costituire una spinta alle relative politiche di prevenzione, per identificare sia l'insieme dei costi degli interventi a seguito dei cambiamenti climatici, sia i costi delle misure di adattamento.

Nell'aprile 2009, il vertice G20 di Londra, la cui rilevanza è dovuta alla significativa rappresentatività globale, ha messo a fuoco il “nuovo” fattore costituito dalla crisi economica e il concetto di *Green Recovery*, basato sull'idea che la riduzione di risorse prodotta dalla crisi non può riflettersi sugli sforzi per la tutela del clima. Il *Green Recovery* presuppone che la crisi non sottragga, ma al contrario liberi risorse sottoutilizzate da destinare alle politiche climatiche che, in tal maniera, si pongono come nuovo motore dell'economia, con una inedita connotazione anticiclica. Ai fini della promozione di uno sviluppo sostenibile a larga scala sono state individuate sette aree strategiche di intervento tra le quali figurano, nel breve termine, il miglioramento dell'efficienza energetica e il supporto dei mercati delle tecnologie pulite, e nel medio-lungo periodo, l'incentivazione della ricerca e degli investimenti nelle tecnologie *low carbon*. Se nel breve periodo è necessario potenziare l'efficienza energetica nei sistemi di utilizzo finale, nel lungo periodo invece ricopre un ruolo fondamentale la diffusione e lo sviluppo di una filiera nazionale delle tecnologie basate su fonti rinnovabili (ENEA, 2009).

1.2 Recenti sviluppi del dibattito internazionale in tema di politiche di mitigazione dei cambiamenti climatici

Le considerazioni sull'attuale sistema energetico stanno portando in primo piano la necessità di attuare in tempi brevi, attraverso scelte politiche strategiche e programmi di azione incisivi, una transizione verso un sistema energetico che, grazie al significativo contributo delle fonti rinnovabili, consenta di diminuire progressivamente la dipendenza dai combustibili fossili e di ridurre al contempo le emissioni di anidride carbonica ed i rischi di cambiamento climatico che ne possono derivare.

Nel dicembre del 1997, a Kyoto, è stato concordato un Protocollo attuativo della Convenzione Quadro delle Nazioni Unite sui Cambiamenti Climatici che impegna i Paesi industrializzati a ridurre complessivamente del 5,2 per cento, rispetto ai livelli del 1990, le emissioni di gas serra entro il 2012. Il Protocollo indica, inoltre, le politiche e le misure da adottarsi per la riduzione delle emissioni ed in particolare:

1. promozione dell'efficienza energetica;
2. ottimizzazione del recupero energetico e riduzione delle emissioni incontrollate di metano nelle discariche di rifiuti;
3. sviluppo delle fonti rinnovabili di energia e delle tecnologie innovative per la riduzione delle emissioni.

Con l'adozione di politiche che promuovano l'efficienza energetica e le tecnologie a basse emissioni di carbonio, la stabilizzazione della concentrazione di CO₂ in atmosfera a livelli compresi tra 450 e 550 ppm, compatibili con cambiamenti climatici sostenibili, sembra un obiettivo ancora tecnicamente, ma ormai difficilmente, ottenibile sotto due stringenti condizioni (ENEA, 2009):

1. che siano immediatamente concordate e attuate a livello globale efficaci politiche per la riduzione delle emissioni dal settore energetico;
2. che nei prossimi venti anni si sia sviluppato e diffuso un ampio spettro di tecnologie emergenti, già considerate nelle attuali proiezioni energetiche, e caratterizzate da ridotte emissioni di carbonio. Gli obiettivi di mitigazione richiedono la tempestiva diffusione dell'intero spettro di tali tecnologie in quanto ciascuna di esse può fornire un contributo significativo alla riduzione delle emissioni, ma nessuna può avere singolarmente un impatto risolutivo.

Quel che appare già certo è che la riduzione della domanda di energia, strettamente connessa alla contrazione delle attività produttive industriali, registrata già alla fine del 2008 e all'inizio del 2009, comporterà, almeno nel breve periodo, una sensibile riduzione delle emissioni gassose, con un conseguente beneficio ambientale. Tuttavia esiste il timore che la diminuzione dei prezzi delle fonti energetiche fossili, dovuta alla decrescita della loro domanda, e quindi la loro maggior concorrenzialità rispetto alle fonti rinnovabili e alle tecnologie da esse dipendenti, possa determinare un arresto o comunque un rallentamento di quel processo di rinnovamento e revisione del sistema energetico, tanto auspicato ai fini di uno sviluppo economicamente, socialmente ed ambientalmente sostenibile. Infatti, data la riduzione di risorse economiche, si potrebbe manifestare

la tendenza alla scelta di opzioni tecnologiche per la produzione energetica più tradizionali e basate su fonti a costo relativamente contenuto, data la minor necessità di investimenti per la loro implementazione.

Una sintesi aggiornata sulle principali attività di ricerca sulla scienza del clima, sugli impatti sulla società e l'ambiente e sugli strumenti e gli approcci disponibili per far fronte alla sfida climatica è stata presentata a Copenaghen durante la Conferenza *Climate Change: Global Risks, Challenges and Decisions* svoltasi nel marzo 2009. Il dato preoccupante emerso è che molti dei principali indicatori del clima si stanno già muovendo al di là dei modelli di variabilità naturale finora sperimentati. Tali indicatori comprendono, oltre alla concentrazione di CO₂ in atmosfera (Fig. 1.3a), anche la temperatura media superficiale globale (Fig. 1.3b), il livello del mare (Fig. 1.3c), la temperatura globale degli oceani e la frequenza e intensità degli eventi climatici estremi.

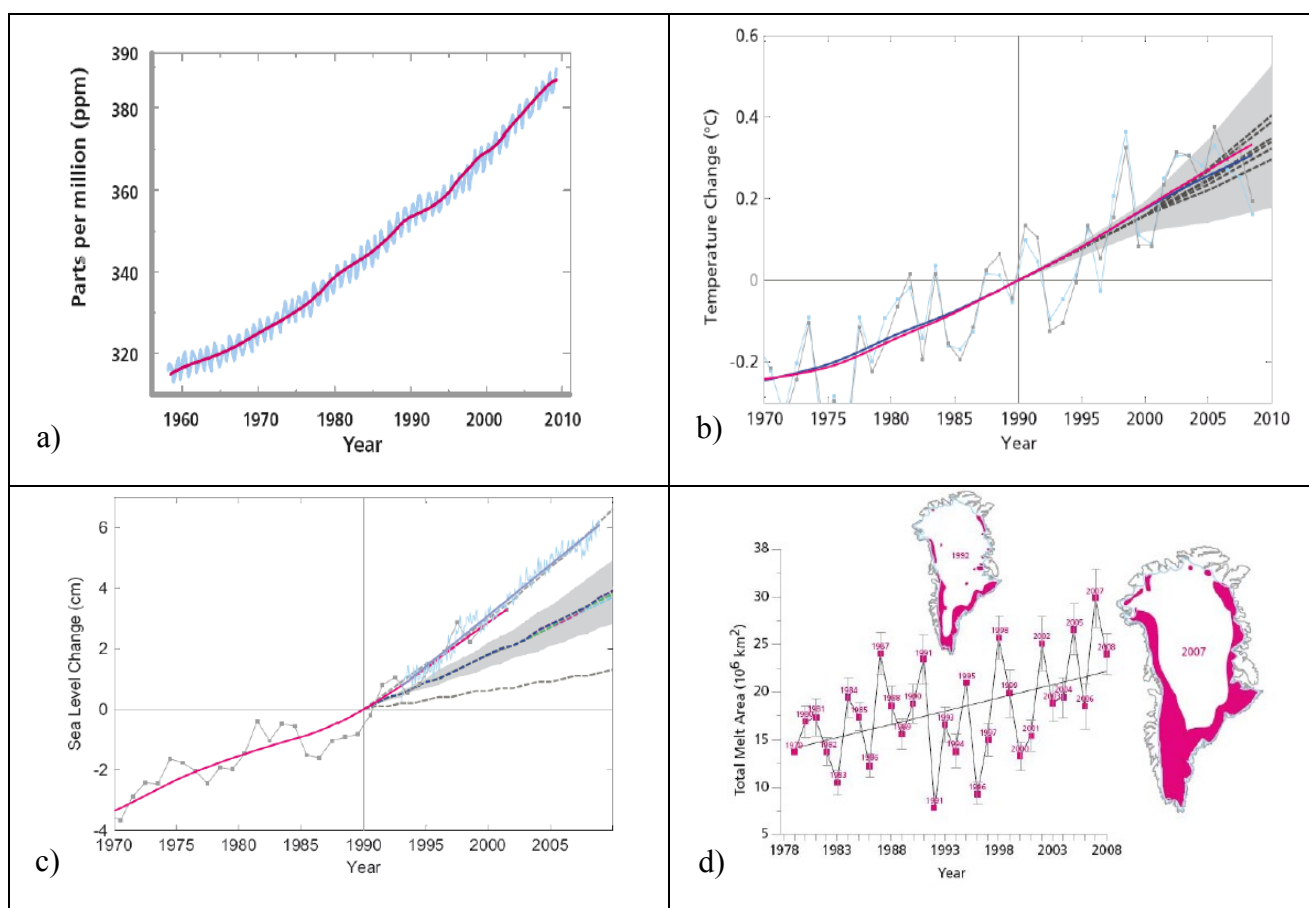


Fig. 1.3 - Principali indicatori del clima: a) Concentrazione di CO₂ in atmosfera (ppmv); b) Temperatura atmosferica (°C); c) Innalzamento del livello del mare; d) Riduzione della calotta di ghiaccio in Groenlandia -1978 - 2008- (fonte: ENEA, 2009)

In occasione del G8 2008 tenutosi a Toyako (Giappone) i principali Paesi industrializzati si sono impegnati ad una riduzione del 50 per cento delle emissioni di gas serra entro il 2050. Tale accordo è stato riconfermato più recentemente durante il Summit del G8 di L'Aquila (Luglio 2009) e

rafforzato dall'adesione dei cosiddetti Paesi emergenti; tuttavia in tale occasione non sono stati specificati strumenti concreti per il raggiungimento di un obiettivo così ambizioso.

In realtà già nella Comunicazione al Consiglio e al Parlamento europei COM (2009) 39, dal titolo *Verso un accordo complessivo sul clima a Copenhagen*, la Commissione Europea aveva dichiarato la necessità di una partecipazione più ampia alle politiche di mitigazione di tutti i Paesi, indipendentemente dal loro grado di sviluppo.

Durante l'ultimo summit dei Ministri dell'Ambiente dei Paesi del G8 (Siracusa, aprile 2009), infine, si è deciso di assumere come riferimento lo scenario di mitigazione, denominato *Blue Scenario*, elaborato e pubblicato dall'International Energy Agency (IEA, *Energy Technology Perspectives 2008*): tale proiezione prospetta per il 2050 un abbattimento delle emissioni del 50 per cento, ottenibile con interventi diversificati che per il 50 per cento dipendono da un aumento dell'efficienza energetica, soprattutto a livello di consumi finali, per il 21 per cento dall'utilizzo di fonti rinnovabili, per il 19 per cento dalla tecnologia di cattura e sequestro della CO₂ e per il restante 6 per cento dalla fonte nucleare, ribadendo l'esigenza di un coordinamento politico internazionale per l'attuazione del rinnovamento tecnologico assolutamente necessario.

1.3 Strategie in campo energetico in Italia e nell'Unione Europea

L'Unione Europea (UE) ha mantenuto la posizione che prevede una riduzione unilaterale delle proprie emissioni del 20 per cento entro il 2020 rispetto al 1990; tuttavia, con circa il 16 per cento dei consumi energetici mondiali e una quota analoga di emissioni globali, non può realizzare da sola l'obiettivo del contenimento del riscaldamento globale ad un massimo di 2°C. In quest'ottica l'UE intende definire il più tempestivamente possibile un nuovo accordo quadro per ulteriori riduzioni delle emissioni e se altri Paesi industrializzati si uniranno alla sforzo, è disposta a diminuire le proprie emissioni fino al 30 per cento entro il 2030 e del 50 per cento entro il 2050.

In linea con gli impegni sanciti l'UE ha istituito, con la direttiva 2003/87/CE, un sistema per lo scambio di quote di emissioni di gas serra all'interno della Comunità denominato *Emission Trading System* (ETS) con l'obiettivo di aiutare gli Stati membri a rispettare gli impegni assunti per limitare o ridurre le emissioni in maniera economicamente efficace. Si tratta di un sistema “*cap-and-trade*” che cioè fissa un tetto massimo al livello totale delle emissioni, ma all'interno di tale limite, consente ai partecipanti di acquistare e vendere quote secondo le loro necessità. Esso riguarda settori industriali “energivori”: termoelettrico, raffinazione, produzione di cemento, di acciaio, di carta, di ceramica, di vetro; non rientrano nei settori ETS trasporti, edilizia, servizi, agricoltura, rifiuti, piccoli impianti industriali. Le imprese che emettono meno emissioni rispetto alle quote ottenute possono decidere se intervenire per ridurre le proprie emissioni oppure acquistare sul

mercato le quote in più di cui hanno bisogno o ancora ricorrere a una combinazione di queste due soluzioni (www.politichecomunitarie.it).

Un altro aspetto rilevante del sistema energetico europeo è la dipendenza da due fonti primarie dominanti, ovvero petrolio e gas naturale, il fabbisogno delle quali è soddisfatto quasi interamente tramite importazioni dalla Russia, ex paesi sovietici, nord Africa e Medio Oriente. In tema di sicurezza degli approvvigionamenti di risorse primarie di questo tipo, si presenta per l'UE l'esigenza di diversificare sia i fornitori sia le tipologie di fonti energetiche, oltre ad un contenimento del fabbisogno delle stesse e allo sviluppo di tecnologie innovative e più efficienti per il loro sfruttamento. È nel SET Plan (*Strategic Energy Technology Plan*, Commissione Europea, marzo 2008) che l'UE individua le priorità tecnologiche di riferimento per stabilizzare la concentrazione di anidride carbonica in atmosfera a livelli sostenibili. Nel dettaglio, tra le altre proposte, spicca la diffusione, nei prossimi venti anni, di tecnologie definite emergenti per l'efficienza energetica, il sequestro della CO₂, lo sfruttamento di fonti rinnovabili (eolico, fotovoltaico, solare a concentrazione, biomasse e biocombustibili, etc) e il nucleare di terza generazione. Per quel che riguarda l'utilizzo di fonti rinnovabili, scenari globali (IEA, *Energy Technology Perspectives 2008*) indicano che gli obiettivi di mitigazione possono essere raggiunti con un contributo di queste tecnologie di circa il 20 per cento. Di tale percentuale il 4,4 per cento è attribuibile all'energia eolica, il 5,2 per cento al solare, 3,1 per cento all'utilizzo di biomasse e il 4,6 per cento ai biocombustibili di II generazione.

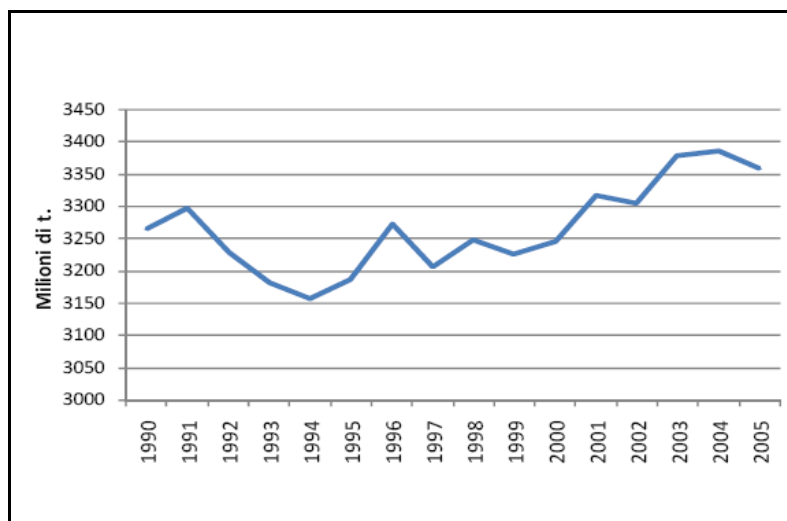


Fig. 1.4 - Emissioni energetiche di gas serra nell'Unione europea, anni 1990-2005 (fonte: ENEA, 2009)

Se confrontata con gli altri Paesi dell'Unione Europea, l'Italia si contraddistingue, nei consumi di energia primaria, per un maggior utilizzo di petrolio e gas naturale e per le elevate importazioni di energia elettrica, circa il 5 per cento dei consumi primari (Fig. 1.5). Nel complesso il nostro sistema

energetico dipende per l'85,6 per cento da importazioni estere, contro una media europea del 56 per cento. Nel 2008 la domanda di energia primaria dell'Italia (ENEA, 2009) è stata di 192 Mtep con una fattura energetica complessiva di 57 miliardi di euro, superiore a quella dell'anno precedente (47 miliardi) nonostante una riduzione dell'1 per cento della domanda stessa: l'aumento di spesa è dovuto principalmente all'aumento delle importazioni di gas naturale, sintomo di un rapido declino della produzione nazionale di idrocarburi, e al rincaro generale delle quotazioni delle fonti energetiche importate. Contemporaneamente per il terzo anno successivo si è registrata una contrazione della domanda attribuibile dapprima al rallentamento della crescita e infine al manifestarsi della crisi economica.

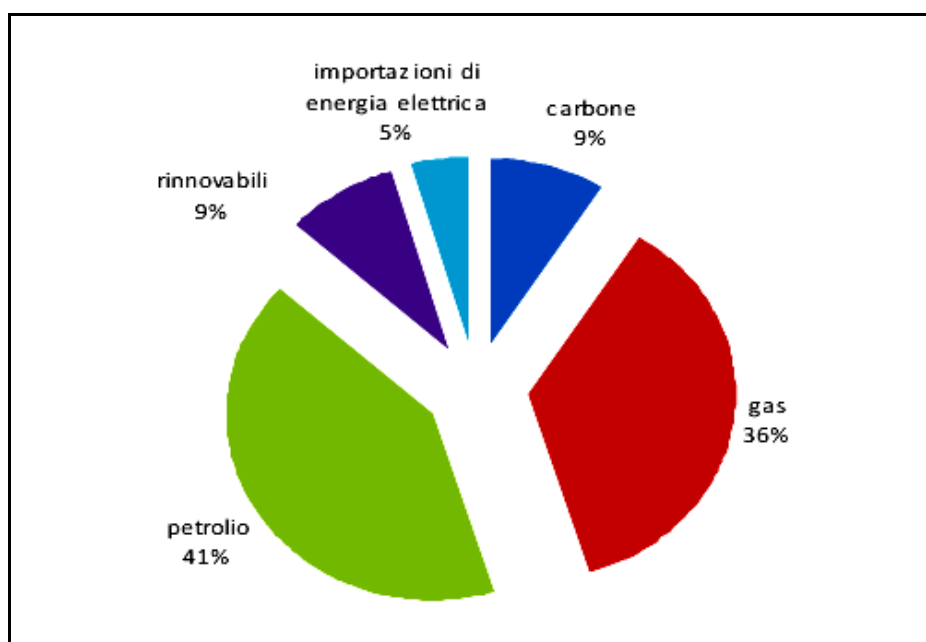


Fig. 1.5 - Consumi di energia primaria relativamente alla situazione italiana (fonte:ENEA, 2009)

A causa del manifestarsi della crisi finanziaria si prevede, per l'Italia, una crescita negativa fino al 2012 (ENEA, 2009) che comporterà molto probabilmente un abbassamento dell'intera curva delle emissioni tendenziali di CO₂. Se da un lato, nel breve periodo, il verificarsi di tale previsione potrebbe determinare una riduzione del gap tra emissioni potenziali e obiettivi di mitigazione fissati a livello internazionale per il 2020, dall'altro lato potrebbe manifestarsi il rischio di una regressione nell'impegno nazionale per un miglioramento e un'accelerazione tecnologici.

Per risolvere le criticità del nostro sistema energetico, e affrontare adeguatamente sia il problema ambientale legato alle emissioni sia il pericolo di un mancato rinnovamento tecnologico del settore energetico, secondo quanto riportato nel *Rapporto Energia e Ambiente 2008* redatto da ENEA, se nel breve periodo è necessario potenziare l'efficienza energetica nei sistemi di utilizzo finale, nel lungo periodo invece ricopre un ruolo fondamentale la diffusione e lo sviluppo di una filiera nazionale delle tecnologie basate su fonti rinnovabili. Negli ultimi anni infatti, seppur a fronte di

aumentata capacità produttiva degli impianti da fonti rinnovabili, si continua a registrare una forte dipendenza dall'estero, con un tasso di importazione della componentistica per tali impianti attorno al 70 per cento. Esistono inoltre ancora tutta una serie di difficoltà tecniche per un concreto sviluppo di questo settore legati per esempio ad una eccessiva variabilità delle norme che lo regolano e a schemi di incentivazione ancora poco chiari e talvolta inefficienti. Per esempio, al contrario di quanto non avvenga in Paesi del nord Europa, pur esistendo già 2.600 centrali per la produzione elettrica di piccola taglia distribuite sul nostro territorio nazionale, in Italia non riesce a decollare una rete di Generazione Distribuita da fonti rinnovabili: le cause principali risiedono nella disponibilità delle diverse fonti, nella validità tecnico-economica delle tecnologie adottate, e nelle difficoltà riscontrate nella possibilità di collegamento delle suddette piccole centrali alla rete nazionale.

1.4 Contributo alle emissioni di gas serra dalla gestione dei rifiuti

In ottemperanza a quanto stabilito dagli obblighi internazionali e nel rispetto di quanto previsto dalle linee guida attuative del Protocollo di Kyoto, diviene fondamentale ogni anno presentare il documento ufficiale di inventario nazionale delle emissioni di gas serra. In Italia, il *National Inventory System* è realizzato dall'ISPRA e comunicato ufficialmente agli organismi internazionali dopo approvazione da parte del Ministero dell'Ambiente. Analizzando la composizione dei gas serra, si può notare come, nel nostro Paese, relativamente all'anno 2006, le emissioni di anidride carbonica ammontano a 488.039 Gg e rappresentino l'86 per cento del totale di tali gas. Le emissioni di metano costituiscono il 7 per cento, quelle di protossido di azoto circa il 6 per cento, mentre gli altri gas (HFC, PFC, SF₆) rappresentano il 2 per cento dei gas serra totali (ENEA, 2009). Seppur rilasciato in quantità modeste, rispetto alla CO₂, il metano resta comunque tra i gas ad effetto serra più dannosi in virtù del suo elevato potenziale di riscaldamento globale (Cfr. par. 1.1); da evidenziare che il settore con il più alto tasso di emissione di metano è quello dei rifiuti, 42 per cento, seguito dall'agricoltura, 40,9 per cento, e dal settore energetico, 17 per cento (Fig. 1.6) e, in relazione alle emissioni nella gestione dei rifiuti, il peso maggiore è dato dallo smaltimento in discarica, che contribuisce al 34,91 per cento delle emissioni totali nazionali e mostra un incremento del livello di emissioni pari al 3,9 per cento rispetto al 1990 (ISPRA, 2009).

Come mostra il *Rapporto Rifiuti 2008* dell'ISPRA, la produzione nazionale di rifiuti solidi urbani (RSU), correlata al prodotto interno lordo ed ai consumi delle famiglie, si attesta, nel 2007, a 32,5 milioni di tonnellate, valore analogo a quello registrato nel precedente anno. La crescita tra il 2006 e il 2007 risulta, infatti, inferiore alle 40.000 tonnellate, corrispondenti ad un incremento dello 0,1 per cento circa. Nonostante la sostanziale stabilità rilevata nell'ultimo biennio, la produzione totale dei

rifiuti urbani ha fatto registrare, nel periodo 2003–2007, un incremento percentuale pari all'8,4 per cento (Fig. 1.7). L'analisi dei dati relativi alla gestione dei rifiuti urbani nell'anno 2007 inoltre mostra una riduzione del ricorso alla discarica, che decresce del 2,4 per cento rispetto al 2006. In termini quantitativi, ciò corrisponde ad una riduzione di oltre 614 mila tonnellate a favore di altri sistemi di smaltimento. Ciononostante, lo smaltimento in discarica, che nell'arco del quinquennio esaminato passa dal 53,4 per cento al 46,7 per cento, su un numero di 269 impianti in esercizio, si conferma la forma di gestione più diffusa.

È necessario evidenziare, per di più, come il contributo al riscaldamento globale, causato dallo smaltimento in discarica dei rifiuti, sia estremamente significativo, in virtù delle emissioni incontrollate di biogas in atmosfera che costituiscono circa il 30 per cento delle emissioni antropogeniche di metano (Huber-Humer M., 2004; Huber-Humer M., 2008). Il monitoraggio del biogas, pertanto, è un aspetto fondamentale nella gestione operativa e post-operativa delle discariche, come sottolineato nel D. Lgs. 36/03, nel quale si riporta che *“per le discariche dove sono smaltiti rifiuti biodegradabili e rifiuti contenenti sostanze che possono sviluppare gas o vapori, deve essere previsto un monitoraggio delle emissioni gassose, convogliate e diffuse, della discarica stessa, in grado di individuare anche eventuali fughe di gas esterne al corpo della discarica”*.

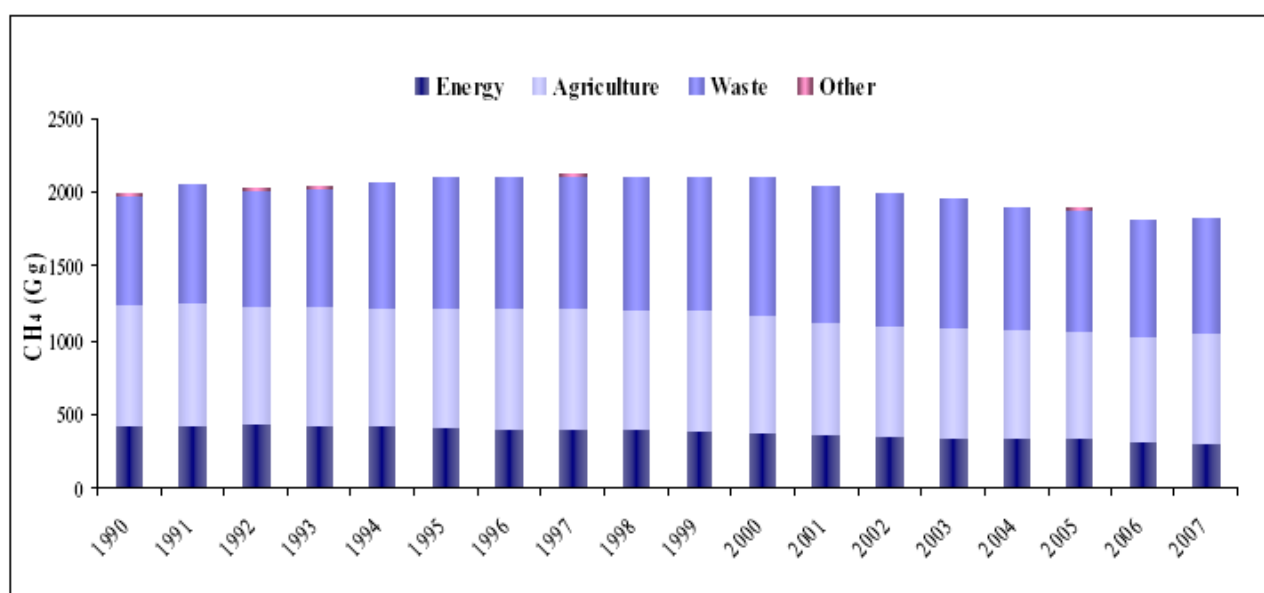


Fig. 1.6 - Emissioni nazionali di CH_4 per settore dal 1990 al 2007 (fonte: ISPRA, 2009)

Per le discariche controllate, infatti, l'impatto ambientale, che può essere considerato massimo durante l'esercizio, non si esaurisce alla chiusura, con la cessazione della gestione degli impianti, ma prosegue per un tempo significativamente lungo.

Tali considerazioni hanno portato alla codificazione, oggi inclusa in tutte le normative, di una fase di post gestione (definita anche *post-mortem*), nel corso della quale devono essere controllati i

presidi ambientali di cui è dotata la discarica, monitorata la qualità delle emissioni e risolti eventuali problemi. La durata della fase di post gestione dovrebbe, secondo una logica di tutela ambientale e di sostenibilità, protrarsi per tutto il tempo necessario al raggiungimento di una situazione di impatto ambientalmente accettabile.

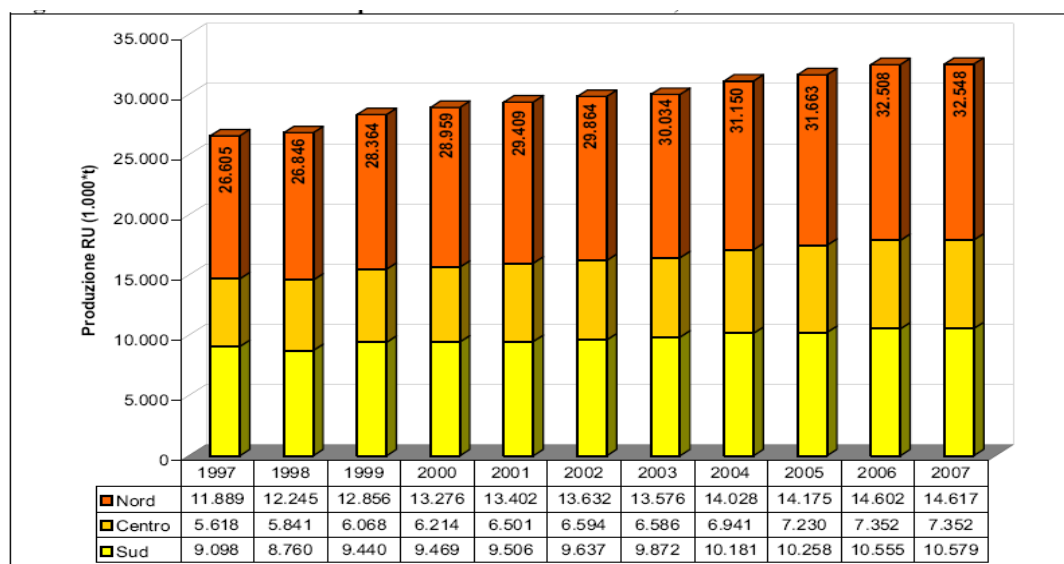


Fig. 1.7 - *Andamento della produzione di rifiuti urbani, anni 1997–2007 (fonte: ISPRA, 2008)*

Tali condizioni potrebbero essere definite sulla base di predefiniti standard di qualità per il percolato e per le emissioni di biogas (in analogia con la vigente normativa sulle acque, sugli effluenti gassosi e sui siti contaminati) ovvero basarsi su un'analisi di rischio che tenga conto delle date condizioni ambientali. Di fatto, attualmente, la fase di post esercizio è fissata su un arco temporale di 30 anni.

È possibile affermare, dunque, che il raggiungimento degli obiettivi individuati a livello internazionale è intimamente connesso alla ottimizzazione della gestione dei rifiuti, sia per quanto riguarda la conduzione degli impianti di discarica, con il miglioramento dell'efficienza della captazione del metano, sia per il ricorso a processi di valorizzazione dei rifiuti altrimenti destinati allo smaltimento e proprio su questo duplice aspetto si concentra il presente lavoro di ricerca, volto alla definizione di una procedura per il monitoraggio delle emissioni incontrollate da discarica e contestualmente allo studio di processi di conversione energetica di matrici di scarto.

1.5 Possibilità di riutilizzo della FORSU e valorizzazione energetica dei fanghi

L'utilizzo di biomasse rinnovabili come fonte di energia rappresenta un ciclo chiuso rispetto al biossido di carbonio presente in atmosfera, il cui accumulo potrebbe addirittura ridursi grazie al risparmio di combustibile fossile. La biomassa è infatti considerata una fonte energetica rinnovabile

a zero emissioni, in quanto la sua combustione restituisce all'atmosfera la CO₂ già assorbita dalle piante e, se il ciclo produttivo e l'uso delle risorse rimangono inalterati nel tempo, non causa un aumento complessivo di CO₂; viceversa l'uso di combustibili fossili rilascia l'anidride carbonica che è rimasta immobilizzata nei giacimenti geologici per milioni di anni, determinando un accumulo di CO₂ nell'atmosfera. Il ricorso all'utilizzo di biomasse come fonte energetica alternativa costituisce quindi un beneficio in termini di riduzione delle emissioni di gas climalteranti e un ulteriore vantaggio può essere rappresentato dalla possibilità di trattare e smaltire una grande quantità di rifiuti, sia urbani che industriali e agricoli (Chynoweth et al, 2001).

In particolare attraverso un processo di gassificazione di tipo biologico, più comunemente noto come *digestione anaerobica*, è possibile la conversione della matrice organica presente nel substrato di partenza in un prodotto gassoso (*biogas*) ad elevata concentrazione di metano e caratterizzato da un potere calorifico inferiore pari a circa 5.500 kcal/m³ (APAT, 2005).

Inizialmente realizzato per la stabilizzazione estensiva della sostanza organica in ambienti naturali, l'industrializzazione biotecnologica di questo processo naturale ha recentemente consentito di passare a veri e propri processi industriali per la produzione di biogas. Ciò a partire da diversi substrati organici, quali la frazione organica dei rifiuti solidi urbani, i fanghi di supero degli impianti di trattamento delle acque reflue, le biomasse di natura agricola e i residui organici industriali.

La frazione organica dei rifiuti solidi urbani (FORSU) può essere considerata, date le ingenti quantità prodotte, una potenziale risorsa da impiegare nella produzione di metano. Il recupero di FORSU in Italia si attesta infatti annualmente a 3,8 milioni di tonnellate, comprensivi di rifiuti organici urbani - 1,6 milioni di tonnellate -, rifiuti da mense e mercati - 1,1 milioni di tonnellate - e rifiuti da verde urbano - 1,1 milioni di tonnellate (ONR, 2008) e, in condizioni ottimali, in un digestore completamente miscelato a 35°C, la generazione di metano a partire dalla FORSU corrisponde ai valori riportati nella seguente tabella (Tab. 1.1):

Tab. 1.1 - Produzione di metano a partire da diverse tipologie di FORSU (fonte: Nallathambi Gunaseelan, 1997)

Tipologia FORSU	Produzione CH ₄ (m ³ /kg di SV)
FORSU da cernita manuale o selezionata alla fonte	0,39 – 0,43
FORSU da cernita meccanica	0,18 – 0,26
FORSU pre-compostata	< 0,14

Tuttavia, come si evince dalla tabella, la purezza del substrato incide fortemente sulla produzione di biogas e sulla sua qualità, pertanto è necessario definire metodiche accurate per la valutazione della produzione specifica a partire da talune biomasse selezionate al fine di definire univocamente il loro potenziale di biometanazione.

Analogamente i fanghi, in virtù della loro matrice organica e grazie al significativo contenuto di nutrienti, possono essere considerati una risorsa, tale da promuoverne il recupero energetico, attraverso la stabilizzazione mediante processi anaerobici con produzione di biogas o procedendo all'incenerimento previo essiccamento. In Italia, tuttavia, i fanghi di depurazione sono considerati a tutt'oggi un rifiuto e pertanto vengono prevalentemente smaltiti in discarica. Nondimeno i quantitativi sempre più rilevanti (1 milione di tonnellate ogni anno secondo l'Osservatorio Nazionale dei Rifiuti), prodotti per il numero crescente di impianti di depurazione, impongono di considerare con sempre maggiore attenzione le possibilità di riutilizzo dei fanghi. La direttiva europea 91/271/CEE, recepita in Italia prima dal D. Lgs. 152/99 e successivamente dal D. Lgs. 152/06, individua le seguenti modalità di smaltimento e riutilizzo:

- smaltimento in discarica;
- riutilizzo in agricoltura (tal quale o previo compostaggio);
- incenerimento o co-incenerimento con rifiuti;
- inserimento nei cicli produttivi di laterizi, asfalti, calcestruzzi.

Seppur non menzionato, particolarmente interessante risulta, invece, anche in questo caso, il recupero energetico attraverso processi di digestione anaerobica al fine di ricavare un combustibile gassoso che possa essere reimpiegato in impianti di cogenerazione, per la produzione simultanea di calore ed elettricità.

1.6 I rifiuti agroindustriali di origine organica come risorsa

In base a quanto riportato nel *Rapporto dell'Osservatorio Nazionale dei rifiuti* pubblicato nel 2008, in Italia, ogni anno si producono circa 117 milioni di tonnellate di rifiuti speciali non pericolosi (dati riferiti al 2006), dei quali 46 milioni di tonnellate provengono dalla nostra industria manifatturiera. In particolare dal comparto manifatturiero organico derivano circa 19 milioni di tonnellate di rifiuti da agricoltura, dell'industria agroalimentare, dell'industria tessile, rifiuti della lavorazione di legno e carta, nonché della lavorazione di pelli e pellicce. Un altro importante canale di produzione di rifiuti speciali (16 milioni di tonnellate l'anno) è sicuramente rappresentato dall'insieme degli impianti per il trattamento dei rifiuti e delle acque.

Dati i quantitativi di materiale di origine organica destinato allo smaltimento finale, di notevole interesse risultano essere tutti i sistemi, già esistenti o in fase di studio, per la valorizzazione di tali residui. Ad esempio gli scarti agricoli per uso alimentare possono essere utilizzati sia per il recupero

di materia, non solo attraverso il compostaggio e la produzione di alimenti per uso zootecnico, sia per la produzione di biogas, bioetanolo e biodidrogeno, o per l'estrazione di biomolecole, o per il recupero diretto di energia (mediante combustione, pirolisi e gassificazione). Tale problematica è di notevole interesse, ed attualmente la ricerca si concentra sull'ottimizzazione dei processi di pretrattamento al fine di ridurre i costi di produzione (Petruccioli, 2008).

Sussistono, però, alcuni ostacoli alla possibilità di un effettivo sfruttamento di quelle che a pieno titolo potrebbero essere considerate risorse e non scarti, come ad esempio la sostanziale inefficienza nella raccolta, trasformazione e fornitura di tali biomasse agli impianti di conversione energetica, imputabile quasi esclusivamente all'assenza di politiche integrate di gestione e sfruttamento a livello territoriale locale. Nonostante ciò è proprio a livello locale o di singoli distretti produttivi che si potrebbe ricavare un miglior rapporto benefici-costi dall'utilizzo integrato di diverse tipologie di biomasse per la produzione di energia, concentrandosi su matrici effettivamente disponibili direttamente sul territorio, con una conseguente riduzione delle problematiche legate all'approvvigionamento e al trasporto del materiale.

Anche in questo caso di particolare interesse è risultata la valutazione della produzione specifica di biogas, per mezzo di processi di digestione anaerobica, a partire da matrici organiche selezionate provenienti dai settori agroindustriali e manifatturieri ritenuti tra i più rappresentativi nelle regioni Marche ed Emilia Romagna. In particolare sono stati condotti test di biometanazione per la valutazione di due matrici specifiche: polverino di cuoio, proveniente dall'industria calzaturiera, e vinaccioli, derivanti dalla produzione vinicola.

Nel caso del polverino di cuoio, trattato esclusivamente al vegetale, si tratta di un materiale di scarto derivante dalle operazioni di rasatura, rifilatura e smerigliatura, rappresentativo di una delle maggiori eccellenze manifatturiere marchigiane, quella calzaturiera, la cui produzione ammonta a circa 5.320 tonnellate nella Regione Marche (Mangani et al., 2006). Attualmente questo tipo di scarto viene principalmente conferito in discarica e solo in quantità limitate recuperato, ad esempio per la produzione, a livello artigianale, di un fertilizzante azotato attraverso processi aerobici di trasformazione.

Per quel che riguarda i vinaccioli, ossia i semi contenuti negli acini d'uva, sono stati scelti come matrice in virtù della elevata produzione annuale. È stato calcolato infatti che per ogni ettolitro di vino prodotto si ha uno scarto di circa 18 kg costituito da vinacce (ANPA, 2001), e in 100 grammi di vinaccia fresca diraspata il peso dei vinaccioli (variabile da varietà a varietà e di anno in anno) è di circa 25-35 grammi, ovvero ogni 100 kg di uva si ricavano 80-85 kg di mosto, 9-10 kg di vinaccia (intesa come bucce), 3-4 kg di raspi e 3-4 kg di vinaccioli (De Rosa & Castagner, 1994; Odello, 2002). Considerato che solo nel 2009 sono stati raccolti nella Regione Marche circa 1.407.9765 quintali di uva con una produzione di 977.939 hl di vino/mosto, si può approssimare

una sottoproduzione di vinaccioli di circa 4.930 tonnellate l'anno, concentrata tuttavia nella stagione della vendemmia. Analogamente per la Regione Emilia Romagna si è calcolata una sottoproduzione di 31.240 ton di vinaccioli e a scala nazionale la stessa sottoproduzione, riferita sempre al 2009, ammonterebbe a 234.660 tonnellate di vinaccioli (Tab. 1.2).

Tab. 1.2 - *Superficie e produzione uva da vino e vino. Dettaglio per provincia per la Regione Marche e la Regione Emilia Romagna (fonte: ISTAT, 2009 – Tavola C26)*

2009	Uva da vino			Vino
Province	Superficie in produzione [ettari]	Produzione totale [q]	Produzione raccolta [q]	Produzione totale [hl]
Pesaro-Urbino	2.243	134.307	93.701	64.499
Ancona	5.009	480.000	480.000	340.000
Macerata	2.560	99.300	99.064	71.600
Ascoli Piceno	8.200	738.000	735.000	501.840
Totale Marche	18.012	1.451.607	1.407.765	977.939
Piacenza	6.256	579.914	579.914	407.450
Parma	824	85.232	85.232	61.360
Reggio nell'Emilia	8.177	1.471.993	1.471.993	1.148.000
Modena	7.306	1.351.610	1.351.610	973.160
Bologna	6.914	1.202.040	1.202.040	865.470
Ferrara	664	99.600	99.600	69.975
Ravenna	15.849	3.045.280	3.045.280	2.314.200
Forlì-Cesena	6.692	807.776	807.776	662.376
Rimini	2.725	281.175	281.175	224.940
Totale Emilia-Romagna	55.407	8.924.620	8.924.620	6.726.931
Totale Italia	703.440	68.941.362	67.046.021	47.235.875

CAPITOLO SECONDO

Recupero di biogas: tecnologie produttive e controllo delle emissioni

2.1 La produzione di biogas attraverso il processo di digestione anaerobica

La digestione anaerobica consiste in un processo complesso che permette la trasformazione, grazie all'azione combinata di più gruppi batterici, della sostanza organica in una serie di prodotti più semplici tra cui una miscela gassosa detta *biogas*, composta principalmente da metano e anidride carbonica, e un *digestato* più o meno solido. L'intero processo deve svolgersi in condizioni di anaerobiosi, per garantire lo sviluppo e l'efficienza delle comunità microbiche di interesse.

Tale conversione in ambiente anossico rientra a pieno titolo nella seguente definizione di *trattamenti biologici*, ovvero *“il complesso delle operazioni, processi ed attività a carico di materiali biodegradabili di varia natura che, sfruttando le potenzialità degradative e di trasformazione da parte di sistemi biologici (essenzialmente legati all'attività di microrganismi decompositori), consentono una mineralizzazione delle componenti organiche maggiormente degradabili (processo definito anche come stabilizzazione della sostanza organica) e l'igienizzazione per pastorizzazione della massa di rifiuti”*.

Di seguito verranno descritte le fasi principali del processo di digestione anaerobica, con cenni ai fenomeni biochimici e chimico-fisici che lo contraddistinguono.

2.1.1 Fasi principali della digestione anaerobica

Nel processo di digestione anaerobica, affinché vi sia la completa conversione di un qualsiasi substrato organico a metano sia necessaria la presenza, nell'ambiente di reazione, di una catena trofica anaerobica completa costituita da almeno quattro gruppi microbici fermentanti, responsabili delle tre fasi dell'intero processo. La conversione di polisaccaridi, grassi o proteine a metano e anidride carbonica può avvenire infatti solo grazie all'interazione cooperativa di diversi gruppi fisiologici di procarioti: *batteri idrolitici*, *batteri acidificanti*, *batteri acetogeni* e *batteri metanigeni*, che operano su substrati differenti, prodotti dagli altri microorganismi appartenenti a tale catena trofica, ovvero ciascun gruppo utilizza i prodotti intermedi del processo di digestione elaborati dal metabolismo dei gruppi precedenti.

Il processo biodegradativo anaerobico consta appunto di tre fasi riconducibili ai passaggi necessari per la digestione in assenza di ossigeno di un substrato organico puro quale il glucosio, che dapprima viene convertito in acido acetico che a sua volta è degradato a metano e biossido di carbonio.

Prendendo in considerazione substrati più complessi, con formula bruta ipotetica $C_aH_bO_cN_d$, il trattamento avviene secondo i seguenti *step* successivi - Fig. 2.1 - (APAT, 2005):

- I. si verifica innanzitutto l'*idrolisi* dei substrati più complessi con una conseguente *acidificazione* dell'ambiente di reazione a causa della formazione di acidi grassi volatili, alcoli e chetoni. I batteri idrolizzanti possono o colonizzare e degradare direttamente il particolato organico, oppure produrre enzimi extracellulari liberando in entrambi i casi oligomeri o monomeri acquisiti e ossidati dai microorganismi acidogenici fermentanti con produzione di piruvato. Quest'ultimo viene poi trasformato in acidi grassi volatili, in particolare propinato e butirrato;
- II. successivamente ha inizio la fase *acetogenica* durante la quale gli acidi grassi vengono consumati e si ha liberazione principalmente di acido acetico, acido formico, biossido di carbonio e idrogeno molecolare. Tale produzione può avvenire secondo due meccanismi distinti in funzione degli acidi grassi di partenza che possono essere a catena lunga (con più di 5 atomi di carbonio) o a catena corta;
- III. infine si ha la *metanogenesi* vera e propria, durante la quale si ha la sintesi di metano a partire o dall'acetato, ad opera di *batteri acetoclasti* (*Metanosarcina*, *Metanothrix*) o dal biossido di carbonio, grazie alla presenza di idrogeno che viene utilizzato come co-substrato, da parte di *batteri idrogenofili* (*Metanobacterium*, *Metanococcus*). Le due vie, quella dei batteri idrogenotrofi e quella acetoclastica, non sono equivalenti dal punto di vista di produzione del metano: tende infatti a prevalere il meccanismo di dismutazione anaerobica dell'acido acetico.

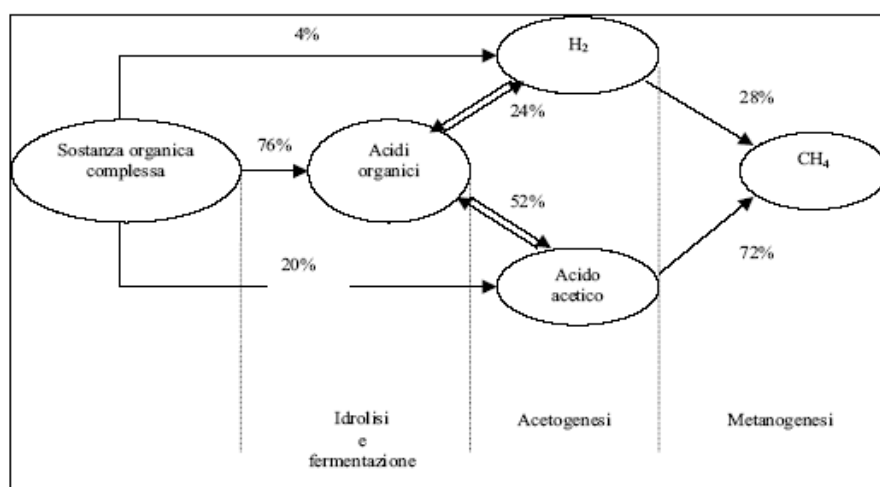
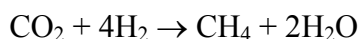


Fig. 2.1 - Schema di flusso quantitativo dei diversi cammini metabolici del processo di digestione anaerobica (fonte: APAT, 2005)

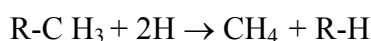
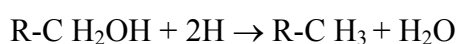
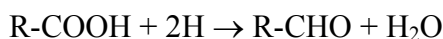
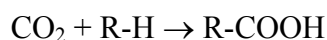
2.1.2 Cenni di biochimica correlata alla digestione anaerobica

La degradazione di substrato organico da parte dei batteri anaerobi avviene principalmente ai fini del catabolismo, cioè per ottenere l'energia necessaria per il proprio metabolismo sottoforma di energia chimica, accumulata attraverso la sintesi di molecole quali l'ATP. Solo marginalmente invece tale energia viene impiegata per la sintesi di nuove cellule. Trattandosi di un processo di ossidazione, gli elettroni perduti dalla sostanza organica in digestione necessitano di un accettore finale che, in caso di anaerobiosi, è costituito dalla sostanza organica stessa, o meglio da alcuni suoi elementi costituenti, che sarà raggiunto dopo una serie di reazioni di ossido-riduzione che determinano, appunto, l'accumulo di ATP. La stessa ossidazione poi è catalizzata da enzimi specifici ed in presenza di co-enzimi come il NAD^+ (nicotinammide adenina dinucleotide ossidata) e NADP^+ (NADfosfato ossidata).

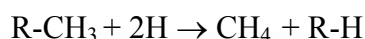
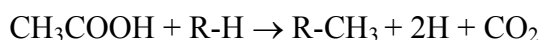
Analizzando più nel dettaglio i due meccanismi alternativi di formazione del metano otteniamo due serie distinte di reazioni. La via che prevede la riduzione del carbonio dell'anidride carbonica può essere descritta dalla seguente reazione complessiva:



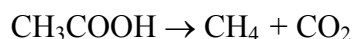
che in realtà riassume una serie di reazioni successive



Quando il metano è prodotto a spese del gruppo metilico di molecole quale l'acido acetico allora si verifica una reazione di trasmetilazione:



sintetizzabile come



2.1.3 Principali fattori che influenzano la digestione anaerobica

Esiste una serie di fattori che possono influenzare sia negativamente sia positivamente il processo di digestione anaerobica, globalmente o in una delle sue fasi. Tali parametri devono essere tenuti in

debita considerazione al fine di ottimizzare il processo garantendo le migliori condizioni ambientali possibili per il consorzio batterico di interesse.

Temperatura

Si è osservato che in anaerobiosi si ha attività batterica o più genericamente microbica in un range di temperatura che varia da +5°C a +70°C. Tuttavia al variare della temperatura di reazione si assiste ad un cambiamento nelle comunità microbiche effettivamente attive. Infatti i batteri possono essere classificati in base all'intervallo di temperatura ottimale per la crescita e il metabolismo e quindi essere distinti in:

- psicrofili → temperature ottimali al di sotto di 20°C
- mesofili → temperature ottimali comprese tra 20°C e 45°C
- termofili → temperature ottimali al di sopra dei 45°C

Una variazione del regime termico in cui avvengono le reazioni di digestione anaerobica comporta non solo un cambiamento nelle specie batteriche coinvolte, ma anche una variazione nella velocità di reazione relativa ad una data popolazione microbica. Tale fenomeno si spiega con l'influenza esercitata dalla temperatura sulle reazioni enzimatiche: ogni enzima infatti risulta efficiente solo in un determinato intervallo di temperatura.

Per esprimere l'influenza della temperatura sulla cinetica di reazione si utilizza una funzione ricavata dall'equazione di Arrhenius:

$$V_T = V_0 e^{\varphi(T-T_0)}$$

dove:

- V_T = velocità di reazione ad una data temperatura T
- V_0 = velocità di reazione alla temperatura di riferimento T_0

pH

Analogamente a quanto già scritto relativamente alla temperatura, anche il pH esercita una notevole influenza sulla velocità di reazione andando ad inibire o favorire l'azione degli enzimi necessari alla degradazione. Ogni enzima infatti rimane attivo in un limitato intervallo di pH, al di fuori del quale si ha un rallentamento appunto della velocità di reazione e conseguentemente anche della crescita microbica, con una diminuzione dell'efficienza degradativa del substrato.

Il pH inoltre influenza la forma in cui i composti del substrato risultano essere disponibili per i microrganismi: per esempio solo in un intervallo abbastanza ristretto di pH (compreso tra 6 e 8) l'acido acetico necessario per la metanogenesi si trova in forma indissociata ed è in grado di attraversare le membrane cellulari risultando effettivamente disponibile per i batteri acetoclastici. Tuttavia per valori di pH del mezzo più elevati aumenta la contrazione dell'acetato in forma

dissociata (CH_3COO^-) che non può attraversare la membrana batterica, mentre per valori inferiori a 5 la concentrazione della forma non dissociata aumenta non solo nel mezzo, ma anche all'interno delle cellule batteriche andando a superare la reale capacità di metabolizzazione con conseguente inibizione da eccesso di substrato.

Substrato

La concentrazione del substrato e in particolare di alcuni intermedi metabolici può inibire o comunque rallentare la velocità di reazione dei diversi stadi di processo successivi.

Infatti non solo la composizione chimica iniziale del substrato organico in digestione (quantità e qualità di carboidrati, lipidi e proteine) condizionano per esempio il processo iniziale di idrolisi, ma anche l'accumulo di prodotti intermedi come il propionato.

Nonostante le concentrazioni di propionato siano relativamente basse all'interno di un digestore esso presenta un turnover di circa un'ora, quindi abbastanza rapido. Tale caratteristica comporta, in caso di inibizione del meccanismo di degradazione del propionato stesso, un aumento abbastanza veloce di tale intermedio che può risultare tossico (per concentrazioni superiori a 3g/l) per la comunità batterica.

Composti ed elementi inibenti

Diversi composti possono alterare una più fasi del normale processo di metanizzazione. Segue un breve elenco, non esaustivo, dei principali agenti inibenti.

Aminoacidi e zuccheri – l'accumulo di aminoacidi e zuccheri possono inibire la fase idrolitica del processo di digestione poiché vanno ad interferire con la produzione e il funzionamento degli enzimi idrolitici.

Idrogeno molecolare – un'eccessiva concentrazione di idrogeno molecolare nel mezzo di reazione può ostacolare la produzione di acido acetico (durante la fase di acetogenesi). In genere però tale concentrazione è mantenuta bassa ad opera di batteri metanigeni idrogenotrofi.

Acido solfidrico – l'acido solfidrico risulta tossico per i batteri metanigeni per concentrazioni superiori a 1000 mg/kgTS, anche se già a 200 mg/kgTS la capacità di produrre metano degli stessi è fortemente ridotta e compromessa. Inoltre un'elevata concentrazione di zolfo ridotto può indicare la prevaricazione dei batteri solfato-riduttori sul comparto metanigeno. I due gruppi microbici infatti, competono per il substrato.

Azoto ammoniacale – si è osservato che concentrazioni di azoto ammoniacale tra 1500-3000 mg/l inibiscono la produzione di metano se il pH è inferiore a 7,5, mentre concentrazioni superiori a 3000 mg/l risultano tossiche in ogni caso.

Cloruro di sodio e salinità – Concentrazioni di NaCl tra 250 e 500 mM comportano una riduzione fino al 50% della crescita dei batteri metanigeni, e risultano tossiche al di sopra del limite superiore

di tale intervallo. Una salinità troppo elevata comporta un'alterazione del processo con accumulo di acidi grassi volatili e il conseguente blocco parziale, o totale, delle metanogenesi.

Metalli – la presenza di ioni metallici risulta essere tossica a causa dell'interazione di questi con i gruppi sulfidrilici degli enzimi. In particolare si ha una riduzione della produzione di acidi grassi volatili, e conseguentemente di metano, nel caso di concentrazioni relativamente elevate di ferro, zinco, rame, cromo e cadmio. La presenza in tracce di metalli inoltre è quasi sempre legata alla presenza di solfuri.

2.1.4 Parametri di gestione e controllo dei processi di digestione anaerobica

Per garantire dimensionamento e gestione corretti di un processo di digestione anaerobica è necessario definire e tenere sotto controllo parametri di riferimento suddivisibili in due categorie: i parametri di gestione da un lato e i parametri di controllo, o di stabilità del processo, dall'altro. In questo paragrafo verranno descritte in maniera sintetica le principali grandezze che devono essere tenute in debita considerazione sia in fase di progettazione sia in fase di esercizio di un digestore.

Al fine di garantire un corretto esercizio del digestore è necessario definire i tempi di permanenza della biomassa in ingresso, la concentrazione microbica, le rese di produzione di biogas in funzione del volume del reattore e caratterizzare il substrato sottoposto a trattamento.

Innanzitutto è necessario sottolineare che il substrato, a seconda della grandezza che si vuole andare a determinare, può essere definito in diversi modi: o in termini di solidi totali (TS), o di solidi totali volatili (TVS), oppure come domanda chimica di ossigeno (COD) o domanda biochimica di ossigeno a 5 giorni (BOD_5). Queste grandezze possono essere così definite:

TS → **solidi totali:** si intende il contenuto in sostanza secca di un campione, determinato per essiccamento in stufa a 105°C per 24 ore. Approssimativamente rappresentano la frazione organica e quella inerte del substrato.

TVS → **solidi totali volatili:** misura della sostanza secca volatilizzata in seguito alla combustione a 550°C fino a peso costante. Corrispondono alla frazione organica della sostanza secca e il valore si ottiene dalla differenza tra i TS e i TFS (solidi totali fissi: frazione inerte, si ottiene dalla pesata del campione dopo incenerimento a 550°C).

COD → **domanda chimica di ossigeno:** è la quantità di ossigeno consumata per l'ossidazione della sostanza organica. Viene determinata utilizzando un forte agente ossidante (in genere dicromato di potassio) in ambiente acido.

BOD_5 → **domanda biochimica di ossigeno a 5 giorni:** la quantità di ossigeno consumata in 5 giorni, in condizioni controllate, per l'ossidazione biologica della sostanza organica.

Di seguito vengono elencati i principali parametri di gestione.

Tempo medio di residenza idraulico – HRT: definito come rapporto tra volume del reattore V [m^3] e portata di alimentazione Q [$m^3/giorno$] al reattore stesso. Rappresenta quindi il tempo, espresso in giorni, di permanenza di ciascun elemento fluido all'interno del digestore in termini ideali.

$$HRT = \frac{V}{Q}$$

Nei reattori reali i vari elementi fluidi permarranno per tempi diversi a seconda della geometria e di altre caratteristiche del digestore .

Tempo medio di residenza dei fanghi – SRT: definito come il rapporto tra la massa totale dei solidi volatili nel reattore e la portata di solidi estratta dallo stesso.

$$SRT = \frac{V \cdot X}{W}$$

dove:

- SRT = tempo medio di residenza dei fanghi [giorni]
- V = volume reattore [m^3]
- X = concentrazione dei solidi volatili nel reattore [$kgTVS/m^3$]
- W = portata di sostanza volatile estratta dal reattore [$kgTVS/giorno$]

Carico organico volumetrico – OLR: definito come rapporto tra la quantità di substrato entrante e il volume del reattore. In genere ci si riferisce al volume utile del reattore e la biomassa può essere espressa in diversi modi (TS, TVS, COD, BOD)

$$OLR = \frac{Q \cdot S}{V}$$

dove:

- OLR = tempo medio di residenza dei fanghi [giorni]
- Q = portata influente [$m^3/giorno$]
- S = concentrazione di substrato nella portata influente [kg/m^3]
- V = volume reattore [m^3]

Fattore di carico organico riferito alla biomassa o ai solidi volatili nel reattore – CF: definito come la quantità di substrato in entrata al reattore riferita alla quantità di sostanza volatile presente nell'unità di tempo.

$$CF = \frac{Q \cdot S}{V \cdot X}$$

dove:

- CF = Fattore di carico organico in termini di substrato [$kg_{substrato}/kgTVSgiorno$]

- Q = portata influente [m³/giorno]
 S = concentrazione di substrato nella portata influente [kg/m³]
 V = volume reattore [m³]
 X = concentrazione dei solidi volatili nel reattore [kgTVS/m³]

Produzione specifica di gas – SGP: quantità di biogas prodotta per quantità di sostanza volatile alimentata al reattore. Tale parametro dipende strettamente dalla biodegradabilità del substrato e viene utilizzato per indicare la resa del processo di digestione.

$$SGP = \frac{Q_{\text{biogas}}}{Q \cdot S}$$

dove:

- SGP = produzione specifica di biogas [m³_{biogas}/kg_{substrato alimentato}]
 Q_{biogas} = portata biogas prodotto [m³/giorno]
 Q = portata influente [m³/giorno]
 S = concentrazione di substrato nella portata influente [kg/m³]

Velocità di produzione del biogas – GPR: portata di biogas prodotta rispetto al volume del reattore, nel tempo.

$$GPR = \frac{Q_{\text{biogas}}}{V}$$

dove:

- GPR = velocità di produzione di biogas [m³_{biogas}/kg_{reattore}giorno]
 Q_{biogas} = portata biogas prodotto [m³/giorno]
 V = volume reattore [m³]

Efficienza di rimozione del substrato - η : esistono diversi modi di esprimere l'efficienza di rimozione del substrato anche in relazione al modo di indicare la sostanza organica contenuta nel substrato stesso. Il modo più semplice e comune di indicare tale resa, ovvero la conversione del substrato in biogas, è data dalla seguente relazione:

$$\eta\% = \frac{Q \cdot S - Q \cdot S_e}{Q \cdot S}$$

dove:

- η = percentuale di TVS rimossi [%]
 Q = portata influente ed effluente [m³/giorno]
 S = concentrazione di substrato nella portata influente [kg/m³]
 S_e = concentrazione di substrato nella portata effluente, calcolata come

differenza tra massa entrante e biogas prodotto [kg/m^3]

2.1.5 Parametri di stabilità del processo di digestione anaerobica

Il controllo e la valutazione integrata di tutta una serie di parametri, quali il pH e l'alcalinità, risulta fondamentale nel mantenimento di condizioni ottimali di processo. Il monitoraggio deve essere infatti condotto su tutti i parametri di controllo (definiti da IRSA-CNR, 1985), affinché i risultati ottenuti siano effettivamente significativi.

pH – il controllo del pH consente di verificare la stabilità del processo: sue variazioni infatti sono correlabili ad una modificazione della capacità tamponante del mezzo di reazione, ma anche a squilibri tra le specie microbiche della catena trofica per la metanogenesi.

In genere si considerano stabili processi che avvengono a pH compreso tra 6,5 e 7,5. Tali valori dipendono principalmente dalla presenza di CO_2 nel mezzo e dalle concentrazioni di acidi grassi volatili e ammoniaca.

In realtà il monitoraggio del pH consente di rilevare solo con un certo ritardo eventuali squilibri all'interno del sistema, poiché le sue variazioni di valori si verificano solo quando cessa l'attività tamponante del bicarbonato in soluzione.

Alcalinità – L'alcalinità, espressa come concentrazione di carbonato di calcio e determinata per titolazione con acido cloridrico, rappresenta la proprietà del sistema di neutralizzare l'aumento di concentrazione di protoni. In condizioni stabili, in genere, in un digestore anaerobico si registrano valori di alcalinità pari a 3000-5000 mg CaCO_3 . In realtà tale parametro è strettamente legato alla presenza di un sistema tampone dovuto alla compresenza di ammoniaca, derivante dalla biodegradazione delle proteine, e di bicarbonato, formatosi per dissoluzione del biossido di carbonio nel mezzo. Tale sistema è denominato *calco-acetico*.

Qualora all'interno del sistema si verifichi un aumento del carico organico si ha un aumento della capacità idrolitica e acidificante del sistema stesso: questo potrebbe portare ad una variazione delle condizioni di reazione tali da favorire la comunità batterica acidogenica e ostacolare quella metanigena, col manifestarsi di una prima fase transitoria in cui si registrerebbe un aumento della concentrazione di acidi grassi volatili. La proprietà tampone del sistema consentirebbe di neutralizzare l'abbassamento di pH dovuto all'accumulo di tali acidi organici.

Acidi grassi volatili – Gli acidi grassi volatili, prodotti dai batteri idrolitici e acidificanti, sono indicati con la formula generale R-COOH , dove R è un gruppo alchilico $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_n$; sono presenti in una concentrazione, dipendente dal substrato trattato, indicata in termini di acido acetico o COD, che varia dai 200 ai 2000 mgAc/l. Per valutare la stabilità di un sistema in genere si considerano eventuali variazioni di tale concentrazione. In particolare incrementi rapidi di concentrazione

indicano uno squilibrio del processo verso la fase acidogenica, a scapito di quella metanogenica. In genere un aumento degli acidi grassi volatili è conseguente ad un aumento del carico di substrato e all'accelerazione dei fenomeni idrolitici ed acidogenici.

I dati acquisiti sulla concentrazione di questi acidi organici vanno sempre valutati unitamente a quelli relativi alla produzione e composizione del biogas, pH, alcalinità. In relazione a quest'ultimo parametro può essere utile valutare il rapporto tra la concentrazione di acidi grassi, espressa in termini di acido acetico, e l'alcalinità, indicata come tenore in carbonato di calcio. Sono infatti i due valori che, in caso di squilibrio, tendono a mutare più rapidamente: gli acidi grassi tendono ad aumentare, mentre contemporaneamente l'alcalinità si riduce. Se tale rapporto ha un valore pari a circa 0,3 allora il sistema è ritenuto stabile, mentre per valori superiori è possibile la presenza di problemi nel sistema.

Una prima stima della concentrazione di acidi grassi volatili (IRSA-CNR, 1985) si può ottenere dalla differenza dei valori di alcalinità determinati rispettivamente a pH 6 e a pH 4 (durante la titolazione del CaCO_3).

Produzione e composizione biogas – In condizioni di stabilità la produzione e la composizione percentuale del biogas rimangono costanti. Tuttavia possono essere osservate, in generale tre tipologie di situazioni differenti (IRSA-CNR, 1985):

1. *processo stabile*: qualora si registrino una bassa concentrazione di VFA ed una elevata produzione di biogas, con un basso tenore di CO_2 (25-33%). Corrisponde ad una situazione di equilibrio tra la comunità batterica acidificante e quella metanogena.
2. *acidificazione prevalente*: un progressivo aumento dei VFA e della percentuale di CO_2 presente nel biogas prodotto indica che i batteri acidificanti stanno prevaricando sui batteri metanigeni.
3. *inibizione o tossicità*: problemi di questo tipo possono essere indicati da un aumento dei VFA e dal decremento della produzione di biogas.

Temperatura – già in precedenza si è spiegata l'importanza del controllo di tale parametro, per garantire le migliori condizioni possibili alle diverse comunità batteriche di interesse e mantenere alta la produzione di biogas. Si è osservato infatti che le più alte rese in biogas si hanno per processi mesofili in intervalli compresi tra 30 e 35°C, mentre per la digestione anaerobica termofila tale intervallo si sposta e si allarga tra 40 e 60°C. In realtà all'interno di tali *range* ottimali di temperatura quanto più ci si sposta verso i limiti superiori tanto più aumentano l'efficienza di rimozione del substrato e la produzione di biogas.

2.2 Emissioni diffuse da discarica e relativi impatti ambientali tra indirizzi normativi ed applicazioni scientifiche

La normativa di riferimento a livello nazionale in materia di rifiuti è rappresentata dal D.lgs. n. 152 del 3 aprile 2006, aggiornato con le modifiche introdotte dal correttivo D.lgs. 4/2008, emanato in attuazione della Legge 308/2004 “Delega al Governo per il riordino, il coordinamento e l’integrazione della legislazione in materia ambientale e misure di diretta applicazione”. Tale Decreto dedica la parte IV alle “Norme in materia di gestione dei rifiuti e di bonifica dei siti inquinati” (articoli 177 - 266) ed ha abrogato una serie di provvedimenti precedenti tra cui il D.lgs. 22/97 (c.d. Decreto “Ronchi”), che fino alla data di entrata di vigore del D.lgs. 152/06 ha rappresentato la legge quadro di riferimento in materia di rifiuti.

Per quanto riguarda le attività di smaltimento dei rifiuti in discarica, il D.lgs. 152/06 rimanda alle disposizioni del D.lgs. del 13/01/2003, n. 36 che a sua volta recepisce la Direttiva 99/31/CE del 26 aprile 1999. L’importanza di tale provvedimento legislativo risiede in particolare nell’ attuazione, dopo quasi diciotto anni di incertezza normativa nel nostro Paese, di regole chiare ed uniformi in materia di costruzione e gestione delle discariche di rifiuti. Difatti, il precedente provvedimento normativo risale alla Delibera del Comitato Interministeriale del 27/07/1984.

Il Decreto Legislativo n. 36/2003 stabilisce i requisiti tecnici ed operativi da rispettare in fase di realizzazione ed ubicazione delle discariche, al fine di prevenire i rischi ambientali connessi con tale tipo di smaltimento, e in conformità a quanto disposto dall’Allegato I alla direttiva 99/31/CE, definisce le modalità di protezione delle acque e del terreno, i sistemi e i criteri di coltivazione, le misure di mitigazione di disturbi e rischi connessi alla gestione dell’impianto. La valutazione delle emissioni prodotte in discarica ricopre un ruolo estremamente importante sia per valutare l’impatto ambientale (locale e globale) che un sito per lo smaltimento di RSU può comportare, sia ai fini della progettazione dei sistemi di estrazione e per le valutazioni tecnico-economiche circa l’opportunità di una valorizzazione energetica del biogas. Siccome non tutto il biogas può essere captato, soprattutto durante la fase di coltivazione della discarica, ne consegue che considerevoli quantitativi di biogas siano emessi nell’ambiente circostante. Tali emissioni diffuse possono avere impatto negativo sull’ambiente e sulla salute dell’uomo pertanto la rilevazione e quantificazione delle emissioni di biogas da una discarica è molto importante da un punto di vista sia ambientale che operativo, poiché consente, inoltre, di stabilire una stima dell’efficienza della copertura e dell’impianto di captazione del biogas.

La normativa indica chiaramente come l’obiettivo primario sia quello di ridurre l’impatto associato all’emissione di gas serra dalle discariche. Coerentemente stabilisce come criterio guida la riduzione dei rifiuti biodegradabili da collocare in discarica. Difatti, all’art.5 dispone che, entro un

anno dalla data di entrata in vigore della legge, ciascuna Regione elabori ed approvi un apposito programma per il conseguimento di tale obiettivo. Per quanto riguarda la gestione delle emissioni di biogas, nell'Allegato 1 al punto 2.5, relativo al *Controllo dei gas*, vengono fornite alcune indicazioni specifiche e dettagliate sul controllo del biogas. In particolare, si stabilisce che tutte le discariche che accettano rifiuti biodegradabili debbano essere dotate di impianti per la captazione del biogas e che tali impianti debbano garantire la massima efficienza di captazione e il conseguente utilizzo energetico. Inoltre, vengono prescritti alcuni parametri da rispettare per la corretta gestione, tra cui sono previsti un piano di manutenzione del sistema di estrazione del biogas, che preveda anche l'eventuale sostituzione dei sistemi di captazione deformati in modo irreparabile, in quanto il naturale assestamento della massa dei rifiuti può danneggiarlo, e il mantenimento al minimo del livello di percolato all'interno dei pozzi di captazione del biogas.

Nell'Allegato 2 sono, invece, definiti i piani di gestione operativa, di ripristino ambientale, di gestione post-operativa, di sorveglianza e controllo finanziario; sono inoltre stabilite le modalità di gestione e le procedure comuni di sorveglianza e controllo al fine di prevenire qualsiasi effetto negativo sull'ambiente ed individuare le adeguate misure correttive.

Per ciò che concerne il controllo del biogas, si richiede che il gestore della discarica invii (con cadenza minima annua) alle autorità di controllo un rapporto relativo alle attività che comprenda informazioni sulla quantità di biogas prodotto ed estratto [Nm^3/anno] e recuperato energeticamente [KWh/anno]. Vengono inoltre richiesti i risultati analitici del monitoraggio delle emissioni, tra le quali compare ovviamente il biogas esalato e non captato dai sistemi predisposti.

L'allegato si sviluppa in diversi *Piani*, in cui è trattata la problematica del biogas prodotto, captato, bruciato, recuperato od emesso nelle diverse fasi operative.

Nel *Piano di sorveglianza e controllo* sono coinvolti tutti i fattori ambientali da esaminare: la produzione ed emissione del gas di discarica è certamente tra i più importanti. Il piano deve essere costituito da un documento unitario (così come previsto dall'articolo 8, comma 1), comprendente le fasi di realizzazione, gestione e post-chiusura. Nel documento devono essere indicate tutte le misure necessarie per prevenire rischi di incidenti causati dal funzionamento della discarica e per limitarne le conseguenze, sia in fase operativa che post-operativa, e le misure di prevenzione e protezione contro qualsiasi danno all'ambiente, i parametri da monitorare, la frequenza dei monitoraggi e la verifica delle attività di studio del sito.

Il piano è finalizzato a garantire che:

- vengano adottati tutti gli accorgimenti per ridurre i rischi per l'ambiente ed i disagi per la popolazione;
- venga assicurato un tempestivo intervento in caso di imprevisti;

- venga garantito l'addestramento costante del personale impiegato nella gestione;
- venga garantito l'accesso ai principali dati di funzionamento nonché ai risultati delle campagne di monitoraggio.

I controlli e la sorveglianza devono essere condotti avvalendosi di personale qualificato ed indipendente, secondo le metodiche riportate nell'Allegato 2 (per il biogas le indicazioni sono di controlli minimi relativi alla composizione con cadenza mensile in gestione operativa e semestrale in gestione post-operativa).

Al punto 5.4 dell'Allegato 2 sono elencati i controlli da svolgere in attinenza alle emissioni gassose e alla qualità dell'aria. In primo luogo si stabilisce chiaramente che per le discariche *deve essere previsto un monitoraggio delle emissioni gassose, convogliate e diffuse, in grado di individuare anche eventuali fughe di gas esterne alla discarica*, indicando, quindi, tutti i possibili percorsi praticabili dal biogas per abbandonare la discarica.

Riguardo ad eventuali fughe di biogas all'esterno del corpo della discarica la norma prescrive, inoltre, che si definiscano più livelli di guardia relativamente alla presenza del gas all'esterno della discarica, anche nel suolo e sottosuolo, richiedendo un piano d'intervento da realizzare ed attivare in caso di superamento degli stessi. Sono fissati i parametri di monitoraggio che comprendono almeno la valutazione mensile per CH₄, CO₂ e O₂. Si deve inoltre provvedere a caratterizzare quantitativamente il flusso del biogas [Nm³/h]. La valutazione dell'impatto provocato dalle emissioni diffuse della discarica deve essere effettuata con modalità e periodicità da definirsi in sede di autorizzazione.

La normativa, sebbene imponga il monitoraggio delle emissioni gassose, non inserisce tuttavia nessun criterio guida in relazione alle modalità di svolgimento dello stesso. La necessità di rispondere alle richieste normative ha evidenziato l'opportunità del monitoraggio del biogas emesso e della sperimentazione di metodiche idonee per la quantificazione e la mappatura dei flussi di emissione di biogas dalle discariche.

2.2.1 Aspetti gestionali e possibili impatti ambientali da discarica

Gli impatti ambientali che possono originarsi dalla gestione delle discariche si distinguono in impatti di piccola scala ed impatti di vasta scala (Fig. 2.2). Gli effetti del primo tipo si avvertono nelle immediate vicinanze (fino a qualche chilometro) e sono quelli che creano maggiori problemi di accettazione da parte delle popolazioni circostanti per via della tossicità del biogas e dell'emissione di composti odorigeni. Gli impatti di vasta scala sono legati principalmente al determinante contributo all'effetto serra dovuto al rilascio in atmosfera di CO₂ e in particolare di

CH₄: il metano è un gas serra caratterizzato da un *GWP* 23 volte maggiore dell'anidride carbonica (cfr. Cap 1).

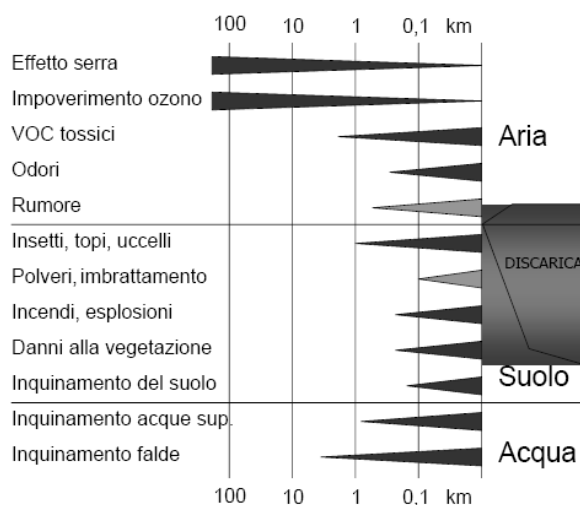


Fig. 2.2 - *Impatti ambientali delle discariche e loro rilevanza spaziale (fonte: Cossu, 2004)*

Con riferimento alla componente ambientale *aria*, il primo disagio che si avverte nei pressi di una discarica è determinato dalle emissioni di odori, dovuti alla presenza di costituenti odoriferi nel biogas, quali gli esteri, composti dello zolfo, alchilbenzeni, limonene e altri idrocarburi che vengono emessi in atmosfera (Young & Parker, 1983, 1984). Inoltre il contenuto nel biogas di alcuni gas presenti in tracce rappresenta un rischio per la salute pubblica a causa delle loro proprietà, come per il monossido di carbonio, l'acido solfidrico e per gli idrocarburi clorurati, composti tossici anche a basse concentrazioni. Alcuni elementi del biogas, o loro derivati, hanno inoltre potenziale corrosivo; l'anidride carbonica, ad esempio, è solubile in acqua e può generare una soluzione ionica di acido carbonico capace di corrodere una vasta gamma di materiali. Infine il biogas può provocare asfissia in spazi confinati con tenore di ossigeno inferiore al 18% in volume.

Con riferimento, invece, alla componente ambientale *suolo*, la vegetazione nelle vicinanze del sito di discarica può subire dei danni dovuti principalmente dalla deficienza di ossigeno alle radici delle piante: la graduale sostituzione del biogas all'ossigeno, infatti, causa la morte delle stesse per asfissia. Un altro fattore che può contribuire alla deficienza di ossigeno è la presenza di metano nel biogas, che, sebbene non abbia effetti diretti sulla crescita delle piante, è soggetto a ossidazione batterica da parte dei batteri metanotrofi che richiedono ossigeno sottraendolo dunque alle piante.

Un altro parametro da tenere sotto stretto controllo è legato all'infiammabilità del biogas, dovuta principalmente alla presenza di metano e idrogeno molecolare (H₂), gas altamente infiammabili in grado di formare miscele esplosive in aria, entro un certo intervallo di concentrazione (Limite di Infiammabilità). Gli intervalli di infiammabilità di metano e idrogeno sono rispettivamente 5-15% e

4-74% in volume. Si osservi inoltre che, a parte la miscela generata durante la fase aerobica e la iniziale fase anaerobica di fermentazione acida, la miscela di biogas risulta essere sempre infiammabile se unita all'aria. Infatti, la concentrazione massima di metano al di sotto della quale la miscela non è mai infiammabile è pari al 19% circa, accompagnata dalla restante anidride carbonica (Damiani & Gandolla, 1992).

Oltre al rischio di incendi all'interno del corpo di discarica, bisogna considerare l'ipotesi di spostamento del biogas lungo percorsi sotterranei e conseguente migrazione verso suoli confinanti, con possibile accumulo in ambienti chiusi (cantine, cavità sotterranee) e un potenziale rischio di esplosione. Nel caso di una discarica attiva, infatti, la pressione interna è in genere molto più grande di quella atmosferica, quindi, il biogas sarà rilasciato attraverso flussi convettivi guidati dal gradiente di pressione e di concentrazione. Tuttavia se la pressione del biogas all'interno della discarica è tale da non favorire uno sfogo sufficiente attraverso la superficie, una certa quantità di gas può restare temporaneamente intrappolato in sacche all'interno del corpo della discarica o può subire migrazioni laterali nel sottosuolo. È possibile, invero, ritrovare alte concentrazioni di metano oltre i 300 metri di distanza dai confini delle discariche (Kjeldsen, 1996). Ciò dipende soprattutto dal materiale di copertura della discarica e dalle caratteristiche di permeabilità del suolo circostante. L'obiettivo del sistema di captazione deve essere dunque quello di impedire la dispersione del biogas mantenendo la pressione interna entro valori di poco inferiori a quelli atmosferici. L'estrazione del biogas avviene solitamente mediante pozzi verticali, posizionati nel corpo della discarica e collegati mediante una rete di tubi ad un sistema di aspirazione. Essi sono costituiti sostanzialmente da tubazioni forate in polietilene, che si innalzano con l'aumentare della colmata dei rifiuti e, al fine di ottimizzare la captazione di biogas, vengono rivestiti esternamente da una camicia di inerti di adeguata pezzatura.

La captazione del biogas può avvenire tramite impianti *attivi* o *passivi*. Con i sistemi attivi si fornisce artificialmente un gradiente di pressione mediante soffianti o compressori. Nei sistemi passivi si sfrutta, invece, il gradiente di pressione che si instaura naturalmente all'interno della discarica, a seguito dei processi di generazione di biogas. La tipologia dell'impianto di captazione da adottare dipende principalmente dalle caratteristiche della discarica e dall'utilizzo che viene fatto del biogas raccolto, tuttavia i sistemi di captazione attivi sono generalmente considerati più efficienti di quelli passivi.

Dopo aver verificato, tramite un costante monitoraggio le caratteristiche qualitative e quantitative del biogas, così come previsto dal D.lgs. 36/2003, si valuta la possibilità di installare un impianto di cogenerazione per la produzione di energia elettrica. Difatti, il biogas, dopo opportuni trattamenti, può essere usato allo scopo di produrre energia elettrica tramite piccoli generatori oppure fornire energia termica per il teleriscaldamento; l'opportunità di un recupero energetico è resa attraente

dall'elevato potere calorifico del metano, tanto da ottenere, complessivamente, un contenuto energetico pari a 18–22 MJ/m³ (Spokas et al., 2006). Lo sfruttamento del biogas prodotto dalle discariche attuali rappresenta una significativa opportunità energetica e ambientale. Secondo uno studio dell'ENEA, la potenzialità teorica complessiva lorda di tutte le discariche italiane sfiorerebbe i 1000 MW. In realtà, solo una frazione di questa, valutabile in circa il 30%, può essere utilizzata per fini energetici, sia per le inevitabili dispersioni di biogas che per la non economicità dell'estrazione di biogas per fini energetici nei periodi finali di vita di una discarica. Poiché gran parte di questa potenzialità è concentrata in discariche medie e grandi, appare realizzabile un obiettivo di ulteriori 200–300 MW al 2008-2012 (ENEA, 1999).

La distruzione termica, senza recupero energetico, viene in genere praticata in piccoli impianti dove la produzione di biogas è bassa. Essa viene effettuata in torce che operano a specifiche condizioni, in modo da permettere l'effettiva distruzione dei composti organici volatili (COV) e altri composti simili rinvenibili nel biogas. Poiché nell'Allegato 1 al punto 2.5 del D.lgs. 36 del 2003 è previsto sempre l'utilizzo energetico del gas in discarica, solo in caso di reale impraticabilità del recupero (da confermare da parte dell'Autorità Competente) può essere consentita la termodistruzione del gas in conformità alle norme del citato punto 2.5.

La gestione e l'utilizzo del biogas prodotto rappresentano, quindi, un elemento di mitigazione degli impatti sui diversi fattori ambientali interessati, tra cui la riduzione delle emissioni di biogas dalla superficie della discarica e, dunque, della diffusione dei cattivi odori, nonché dei fenomeni legati all'emissione di gas serra e rappresentano, infine, la disponibilità di una fonte di energia a ridotto impatto ambientale.

Per poter ottimizzare al meglio il sistema di controllo e gestione del biogas è necessario integrarne la gestione ad un piano di monitoraggio delle emissioni incontrollate. Infatti, lo scopo delle indagini proposte è quello di valutare ed identificare localmente le emissioni diffuse residue tra il biogas prodotto ed i volumi captati dall'impianto di estrazione in modo da prevedere ulteriori interventi gestionali volti al miglioramento dell'efficienza di captazione (Acaia et al., 2004), nella consapevolezza tuttavia che in discariche per RSU il miglior sistema di estrazione del biogas può giungere al più ad un'efficienza del 55 – 60% di produzione (Andreottola & Muntoni, 1997; Gandolla et al., 1997; Lewis et al., 2003; Muntoni, 2000), e potrebbe esser utile implementare altresì interventi espressamente mirati alla minimizzazione d'impatto delle emissioni superficiali.

2.2.2 Metodiche di monitoraggio delle emissioni di biogas da discarica

Esistono diversi modelli numerici in grado di prevedere la produzione di biogas da una discarica e di eseguire una stima in funzione essenzialmente della qualità dei rifiuti e della cinetica di

degradazione. Essi sono utilizzati sia per dimensionare la parte impiantistica del sistema di aspirazione e combustione del biogas sia per simulare scenari utili alla valutazione degli impatti prodotti sull'ambiente dalla discarica stessa mediante la valutazione delle emissioni incontrollate dal corpo della discarica per differenza tra il biogas prodotto e quello captato dai pozzi.

Per ridurre le perdite di biogas in atmosfera è necessario individuarle e quantificarle nel modo più accurato possibile e, a tale scopo, sono state sviluppate diverse tecniche.

È importante scegliere la tecnica più adatta per rilevare le dispersioni di biogas dal suolo della discarica in modo da ottenere dati quantitativi più accurati possibile e poter scegliere la strategia migliore per implementare il recupero di biogas. Difatti, la mappatura della distribuzione superficiale delle emissioni di biogas è un passo necessario per pianificare qualsiasi aggiornamento sulla captazione del biogas e sulla copertura delle discariche, così come per controllare l'efficienza di entrambi.

Nonostante il D.lgs. 36/2003 preveda il monitoraggio delle emissioni diffuse, ad oggi, per ottemperare a tale decreto legge, non è stato ancora indicato alcun protocollo tecnico che specifichi come quantificare la fuga di biogas dal suolo della discarica.

Un metodo per misurare l'emissione diffusa è la tecnica del “*soil gas survey*”¹; tuttavia, la grande difficoltà nell'utilizzo di tale tecnica è dovuta al fatto che questa si basa sulla legge di Fick e, quindi, per correlare il gradiente di concentrazione al flusso, è necessaria la conoscenza del coefficiente di diffusione [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$] in ogni punto di campionamento (Thorstenson & Polloch, 1989). Considerato che il coefficiente di diffusione è strettamente influenzato dalle caratteristiche del suolo (porosità, permeabilità, ecc.), esiste un'altissima variabilità spaziale per esso.

Negli anni sono state sviluppate ulteriori diverse tecniche per la valutazione delle emissioni di biogas che possono essere classificate in *dirette* ed *indirette*.

I metodi di *misura diretta* sono attuati grazie a strumenti posti a diretto contatto con la superficie della discarica. Rientrano tra queste tecniche: la misurazione di gradiente verticale superficiale, il metodo della concentrazione dinamica e la camera di accumulo.

Tra i *metodi indiretti*, è possibile annoverare il telerilevamento, il rilevamento sensoristico (sistemi laser, metodo del tracciante, misura degli odori) e i metodi micrometeorologici. I *metodi indiretti* sono comunemente chiamati anche *metodi atmosferici* o *tecniche semi-invasive* in quanto non prevedono l'uso di strumenti in diretto contatto con il suolo. Tali metodi offrono molti vantaggi in termini di costi e tempo, ma necessitano di validazione per esser definiti attendibili.

¹ Il campionamento dei gas viene effettuato aspirando aria da sonde installate in fori di sondaggio e poi analizzata da strumentazioni portatili.

Ispezione di campo

Si basa su un'ispezione "visiva" e "olfattiva" delle condizioni della copertura della discarica e la determinazione dei punti di percezione degli odori (Nicolas et al., 2006) senza l'ausilio di un analizzatore di gas da campo. I dati forniti dagli operatori sono dapprima processati attraverso modelli di dispersione con la finalità di risalire alle zone di impatto e successivamente, tramite l'utilizzo di modelli meteorologici, vengono effettuate stime nelle zone di emissione.

Metodo del Tracciante

Il Metodo del Tracciante (Czepiel et al., 1996; Trégourès et al., 1999; Galle et al., 2001; Borjesson et al., 2007) è stato ampiamente testato e ne sono state fornite diverse varianti, in particolare sull'uso della strumentazione adoperata. Si tratta di una tecnica abbastanza semplice che, in condizioni meteorologiche favorevoli, può offrire una stima delle emissioni con una precisione del 15-30%.

Tale metodologia consiste nel rilasciare un gas tracciante sulla superficie della discarica, così da simulare l'emissione di biogas (Fig. 2.3).

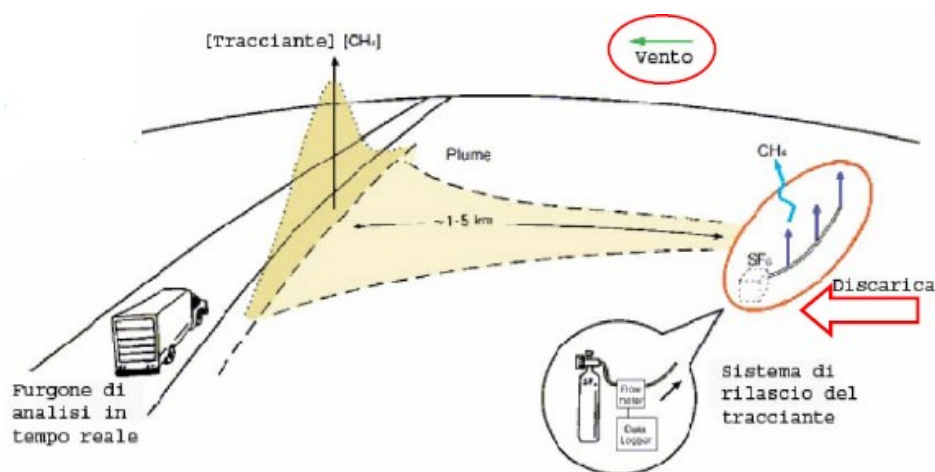


Fig. 2.3 - Schema esemplificativo dell'applicazione del metodo del tracciante (fonte: Pecorini, 2007)

Il tracciante più comunemente usato è l'esafioruro di zolfo (SF₆), essendo facilmente rilevabile dagli strumenti, anche se presente in atmosfera a basse concentrazioni.

Il gas tracciante è rilasciato da alcune bombole posizionate sopravvento alla superficie della discarica e disposte in modo perpendicolare alla direzione del vento. Il flusso rilasciato viene misurato e, dopo ogni misurazione le bombole vengono pesate per determinare la quantità di gas rilasciata. Il flusso di metano (Q_m) viene ricavato attraverso l'analisi del rapporto osservato tra la concentrazione in atmosfera del metano e del gas tracciante in proporzione con il flusso del tracciante immesso:

$$Q_m = Q_t \cdot \frac{c_m - M_m}{c_t - M_t}$$

essendo:

- C_t = la concentrazione in atmosfera del tracciante;
- C_m = la concentrazione in atmosfera del metano;
- M_t = peso molecolare del gas tracciante;
- M_m = peso molecolare del metano;
- Q_t = tasso di emissione del gas tracciante.

Naturalmente durante l'applicazione di tale tecnica non devono esserci sorgenti di disturbo e, inoltre, deve essere immessa una grossa quantità di tracciante per poter essere adeguatamente miscelato al biogas emesso dalla discarica. È bene ricordare però che l'esafloruro di zolfo è un potente gas serra con *GWP* pari a 22.200, quindi l'uso di questo gas come tracciante dovrebbe essere ridotto il più possibile.

Metodi Micrometeorologici

La micrometeorologia è una branca della meteorologia che studia la parte bassa della troposfera all'interno della quale avviene il trasporto e la diffusione di sostanze inquinanti intorno alla superficie. Le applicazioni dei Metodi Micrometeorologici sulle emissioni di biogas da discariche sono basate su teorie di trasferimento di turbolenza dalla superficie terrestre al livello più basso dell'atmosfera (Arya 1988; Fowler & Duyzer, 1989; Fowler et al., 1995). Siffatte tecniche fanno affidamento a sensori montati su alte torri che danno veloci responsi su misure di gradienti verticali di velocità e direzione del vento, concentrazione di metano e di altre variabili usate per determinare il bilancio energetico superficiale. Le più diffuse sono il Metodo del *Bilancio di massa* e la *Correlazione di Eddy*, ampiamente utilizzate per la rilevazione di emissioni su scale molto ampie.

Il Metodo del *Bilancio di massa* (Denmead et al., 1998) si basa sul principio di conservazione di massa. I profili di vento e concentrazione di metano sono misurati lungo tutta l'altezza dello strato limite atmosferico disturbato dalla presenza della sorgente di metano. Viene usata un'asta equipaggiata con sette termocoppie e sette anemometri, posizionati a sette altezze diverse e i campioni di aria sono mandati allo spettrometro per l'analisi di concentrazione dei flussi attraverso un tubo che utilizza sette elettrovalvole.

La tecnica della *Correlazione turbolenta* (Correlazione di Eddy) richiede l'istallazione di alcuni strumenti su una torre, con i quali è possibile determinare i valori medi della componente verticale della velocità del vento e il valore medio della concentrazione dei gas. Difatti, la densità del flusso

di metano ($F_c = \omega c$) in ogni punto è espressa come il prodotto della componente verticale di velocità del vento (ω) e la concentrazione di metano (c). Per via dello scambio convettivo turbolento, F_c è estremamente variabile nel tempo e nello spazio. Le fluttuazioni nella velocità del vento sono misurate attraverso un anemometro sonico tridimensionale, usato per ricavare le tre componenti del vento in un sistema ortogonale. Le misure di velocità del vento e della concentrazione di metano sono prese contemporaneamente nello stesso punto, ad un metro dal piano campagna. Per misurare la concentrazione di metano, si campiona l'aria alla stessa altezza dell'anemometro sonico e la si invia allo spettrometro settato sull'adsorbanza del metano.

Tali tecniche, anche se molto costose, hanno il vantaggio di non interferire in nessun modo con l'ambiente circostante.

Termografia IR

La Termografia ad Infrarosso dell'area oggetto di indagine è una ripresa fotografica delle radiazioni comprese nella fascia dell'infrarosso, in grado di evidenziare le differenze termiche delle diverse zone (Lewis A. W. et al., 2003). La ripresa può essere effettuata da una postazione fissa o da elicottero, con un piano di volo non superiore a 100 m dalla quota del piano campagna; le immagini riprese in volo sono elaborate e restituite su mappe in falso colore. L'individuazione di aree di anomalia termica è rilevante ai fini dell'identificazione di una possibile emissione non controllata di biogas all'interno della discarica e nel suo intorno. Infatti, la possibile emissione non controllata di biogas può determinare l'incremento della temperatura al suolo nelle zone di emissione (Gandolla et al., 1997)

Tecniche spettroscopiche

È possibile misurare le emissioni tramite lo spettrofotometro in trasformata di Fourier (FT-IR) o spettroscopia ultravioletta (UVS) (Galle et al., 2001). La FT-IR e UVS sono tecniche di campionamento che individuano e identificano contaminanti in aria attraverso una linea retta. L'analisi spettrografica può identificare specifici composti e concentrazioni nello spazio tra la sorgente e il recettore. Dal ricetrasmittitore al retroriflettore viene propagato un fascio laser attraverso il quale è possibile misurare la quantità di molecole di interesse presenti lungo il percorso ottico di propagazione. Tali dispositivi possono misurare in modo continuativo ed in tempo reale lo stato di concentrazione in aria dei principali gas in prossimità dei siti per rifiuti. Inoltre, se le misure di concentrazione in aria sono elaborate con modelli di emissione/propagazione atmosferica, con questo sistema, si è in grado anche di stimare i flussi di emissione.

I *metodi diretti*, classificati anche come tecniche semi-invasive, richiedono l'uso di strumenti posti a diretto contatto con la superficie della discarica. Pertanto, date le alte pressioni raggiunte dai gas sviluppati nella discarica, sono da preferire alle tecniche non invasive (Raco & Cioni, 2006).

Metodo della Concentrazione Dinamica

Il Metodo della Concentrazione Dinamica - DCM – Dynamic Concentration Method - (Fig. 2.4) è basato sulla determinazione della concentrazione dinamica dei composti da analizzare. Il metodo, proposto inizialmente per misurare i flussi di gas negli ambienti vulcanici (Camarda. et al., 2006), consiste in una sonda, connessa ad uno spettrofotometro, inserita nel suolo ad una profondità di 0,5 m.

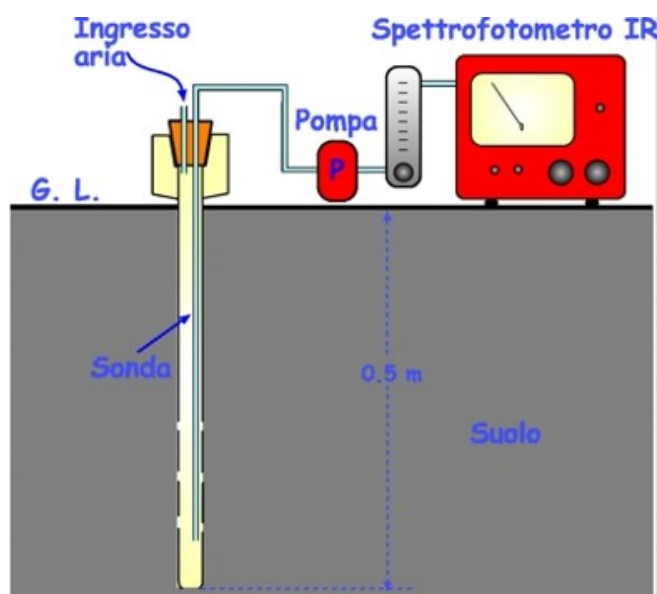


Fig. 2.4 - Rappresentazione schematica del Metodo della Concentrazione Dinamica (fonte: Pecorini, 2007)

La sonda comunica con l'atmosfera attraverso una valvola, dalla quale entra aria, ed è collegata attraverso una pompa ad uno spettrofotometro all'infrarosso impostato sulla lunghezza d'onda del gas da analizzare (CO_2 o CH_4). Dopo i primi minuti in cui si pompa aria con flusso costante, si crea all'interno della sonda una miscela di aria e gas proveniente dal suolo. La concentrazione del gas da analizzare aumenta fino a stazionarsi su un valore costante. Il valore di concentrazione del gas misurato è direttamente proporzionale al flusso del gas nel suolo tramite una costante empirica che dipende dalla geometria del sistema di campionamento in uso, il flusso della pompa e la permeabilità del suolo.

Trincee spia (Gas-spy)

Il metodo del *Gas Spy* è un sistema innovativo efficiente nell'individuare, correggere, e quindi, evitare gli impatti sui terreni confinanti la discarica (Corti et al., 2007).

Il sistema prevede l'installazione di punti di monitoraggio fissi che rilevano la possibile presenza di biogas nel suolo. Esso viene usato per rilevare possibili fughe laterali accidentali con l'obiettivo di identificare una possibile non-conformità dell'intero sistema di captazione. A tal fine, si impiegano

periferiche gas-spia, utilizzate per intercettare e, quindi, accumulare, in condizioni statiche, flussi di gas nei terreni circostanti l'area gestita.

Tali dispositivi intercettano fisicamente i flussi di biogas nel suolo e possono essere considerati dei presidi fissi, di tipo passivo, all'interno dei quali si accumula il gas interstiziale presente nel terreno, e su cui è possibile effettuare la misura della concentrazione volumetrica di CH_4 e CO_2 .

Da un punto di vista strumentale, è una soluzione elementare, poco costosa e facile da trasportare e da mantenere.

Lo strumento è composto dai seguenti componenti (Fig. 2.5):

- sonda in PVC,
- letto di drenaggio in ghiaia,
- copertura di tessuto sintetico,
- strato di copertura argilloso.

L'installazione consiste nella creazione di una buca di appropriate dimensioni in cui viene inserita la sonda in PVC, perpendicolarmente al terreno. Dopodiché, si riempie lo scavo per tre quarti con ghiaia e, infine, si copre il letto di drenaggio con una geomembrana ed uno strato di argilla per ridurre al minimo le emissioni superficiali di gas, garantendo condizioni semi-statiche.

In presenza di flussi di biogas, il fluido si accumula negli spazi interstiziali della ghiaia e, attraverso le fessure del PVC, entra nel tubo sigillato.

L'informazione ottenuta da questo dispositivo è di tipo qualitativo e non quantitativo, ovvero non è fornita una misura del flusso, ma solo l'indicazione di presenza-assenza di inquinanti nel terreno.

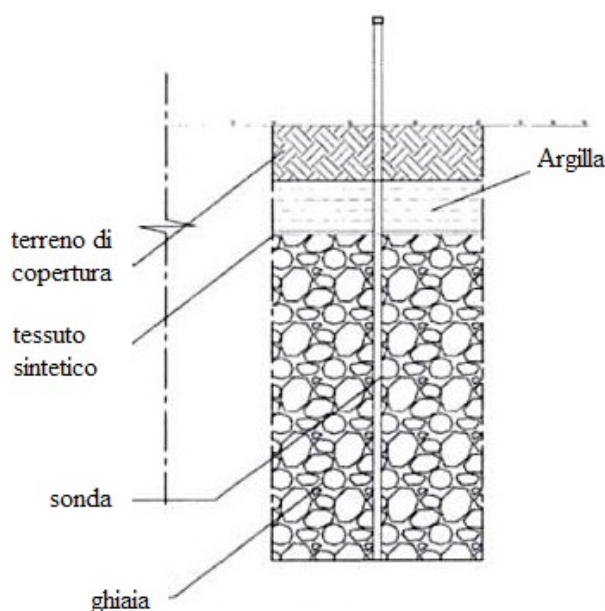


Fig. 2.5 - Rappresentazione schematica del metodo del Gas-spy (fonte: Pecorini, 2007)

Camera di accumulo

La camera di accumulo è il metodo più semplice ed efficace per valutare i flussi di biogas emessi dalla superficie della discarica. L'Environment Agency, l'agenzia britannica per l'ambiente, ha stilato una guida per rispondere alla direttiva europea 1999/31/CE (*Guidance for monitoring Landfill Gas Surface Emissions*) all'interno della quale sono inserite indicazioni e norme tecniche per individuare e quantificare i flussi di metano attraverso la copertura superficiale della discarica. A tale scopo è indicato l'utilizzo di una speciale camera di cattura del biogas (*flux box*) e di un analizzatore a raggi infrarossi, metodo che può essere sostituito con altri in grado di permettere il convogliamento delle esalazione ai fini della determinazione analitica ed esclude gli altri sistemi in quanto richiedono l'inserimento di parametri che difficilmente possono essere misurati su campo.

La camera d'accumulo è stata utilizzata fin dagli anni '70 nelle scienze agrarie per misurare il flusso di CO₂ dal suolo e, quindi, il tasso di respirazione del suolo (Witkamp, 1969; Kucera and Kirkham, 1971; Kanemasu et al., 1974; Parkinson, 1981) e negli anni '90 è stata messa a punto e diffusamente adoperata in indagini geochimiche in aree geotermiche e vulcaniche (Tonani & Miele, 1991, Chiodini et al., 1996; 1998 ; Rogie et al., 1998; Cardellini et al., 2003). La tecnica si basa su un contenitore circolare a volume noto (la camera di accumulo, appunto) nel quale si accumula il gas che fuoriesce dal suolo (Fig. 2.6). L'incremento di concentrazione nella camera di accumulo poggiata sul terreno, misurato da un apposito rilevatore, è proporzionale al flusso di gas dal suolo.

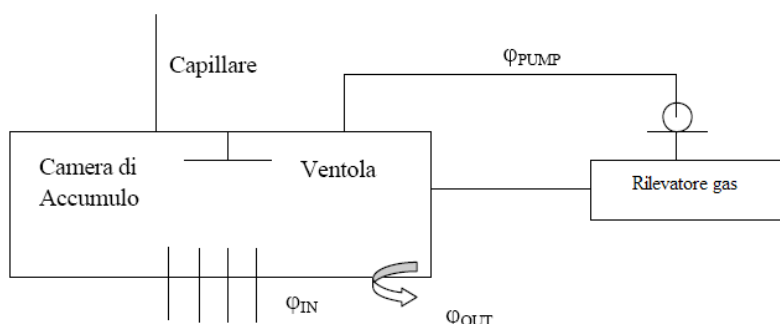


Fig. 2.6 - Schema esemplificativo funzionamento camera d'accumulo

Nel settore dello smaltimento rifiuti il suo adeguamento applicativo si è avuto in diverse varianti:

- statica, in assetto permanente sul suolo (Bogner et al., 1995, 1997; Börjesson & Svensson, 1997; Christophersen et al., 2001);
- dinamica (Cossu et al., 1997; Muntoni, 2000);
- statica, non stazionaria (Cossu et al., 1997; Cardellini et al., 2003).

Sia la tecnica statica che la dinamica prevedono l'installazione della camera di accumulo su un unico punto della superficie della discarica dal quale si misura il flusso di biogas. La tecnica statica consiste nella determinazione della variazione della concentrazione di gas nell'aria contenuta all'interno della camera di accumulo, sigillata al terreno, entro un certo intervallo di tempo. La tecnica dinamica, invece, prevede l'uso di una camera di accumulo nella quale viene insufflato continuamente un volume noto di aria. Le misure di flusso sono, in questo caso, effettuate tramite la determinazione, in continuo dell'incremento di concentrazione di gas in un flusso d'aria imposto dall'operatore, passante attraverso la camera di accumulo. Tuttavia non è indicata per la rilevazione di flussi bassi in quanto si diluirebbero nel flusso di aria.

La variante non stazionaria della camera di accumulo statica, invece, ha il vantaggio di essere posta direttamente, e consecutivamente, sui più punti di misura previsti e questo consente di valutare l'emissione di biogas sull'intera estensione della superficie della discarica rispetto alle altre due tecniche.

Il metodo della camera di accumulo garantisce molteplici benefici:

- rende possibile la misurazione della quantità di gas che fuoriesce direttamente e spontaneamente dal terreno e viene riversata in atmosfera senza la necessità di apportare fattori correttivi dipendenti dalla permeabilità del terreno;
- nella modalità statica, non stazionaria, ciascun apparato può essere facilmente trasportato da un operatore e le rilevazioni sono molto rapide;
- le misure sono riproducibili.

Il limite principale di questo metodo consiste nella necessità di effettuare le misurazioni in condizioni di terreno asciutto, in quanto i terreni caratterizzati da un elevato contenuto di acqua tendono a ridurre considerevolmente la loro permeabilità e, per tale motivo, possono determinare una elevata sottostima dei valori di flusso.

La metodologia della camera di accumulo, in particolar modo nella variante statica non stazionaria, consente la realizzazione di mappe di isoflusso in modo da visualizzare la variabilità spaziale delle emissioni di biogas dal corpo della discarica e poter stimare i volumi di emissione.

2.2.3 Elaborazioni geostatistiche dei dati

La geostatistica è uno strumento utilizzato per fare delle ipotesi *il più possibile* corrette sulla continuità spaziale di una data variabile. Difatti, si occupa di valutare l'autocorrelazione spaziale dei dati, cercando di verificare se osservazioni effettuate su punti vicini presentino effettivamente

una minore variabilità rispetto ad osservazioni effettuate tra punti distanti. L'obiettivo è, quindi, valutare l'effetto della posizione del punto di misura sulla variabilità del dato osservato.

In geostatistica con l'espressione *fenomeni regionalizzati* si indicano quei fenomeni naturali che si concretizzano nello spazio e nel tempo manifestando un determinato comportamento. Le variabili che determinano tali fenomeni vengono individuate come delle variabili a scala regionale. Esse non sono altro che una funzione spaziale il cui valore varia da un punto all'altro con un certo andamento continuo nello spazio, senza che sia possibile rappresentarne completamente i cambiamenti mediante una relazione analitica.

Il flusso del biogas dal suolo può essere considerato una variabile regionalizzata in quanto, come detto, varia spazialmente in modo casuale (porosità, permeabilità del suolo sono variabili aleatorie) e perciò i dati puntuali di flusso devono essere trattati mediante elaborazione geostatistica. L'analisi geostatistica, grazie a tecniche di interpolazione spaziale, restituisce una mappa qualitativa della distribuzione del flusso di metano e anidride carbonica dalla superficie. Avere a disposizione una mappa con delle isolinee dei flussi di CO_2 e CH_4 , permette di mostrare, in maniera chiara, la presenza di zone ad elevata permeabilità verticale. Tali mappe hanno dunque lo scopo di individuare l'eventuale presenza di zone caratterizzate da flusso anomalo e/o fratture che possono agire come vie di fuga preferenziali per il biogas.

Quando si traccia una linea di isoflusso, di fatto si effettua un'interpolazione spaziale di punti sperimentali. L'interpolazione spaziale è quell'insieme di tecniche che permettono, dato uno spazio dove sono stati misurati in alcuni punti i valori assunti da una grandezza, di determinare i valori di tale grandezza nei punti dove non è stata misurata. Il risultato dell'interpolazione spaziale è una superficie S funzione di x e y , detta *superficie statistica*. I metodi di interpolazione spaziale, cioè i *generatori di superfici*, che vengono normalmente utilizzati per la rappresentazione cartografica, sono diversi e possono essere di natura sia deterministica che stocastica. Entrambi si basano su due assunzioni fondamentali: la prima è che il fenomeno abbia natura continua e la seconda è che i fenomeni osservati sul territorio siano spazialmente dipendenti. Nei modelli *deterministici* il legame fra punti vicini è espresso da una legge esplicita i cui parametri hanno significato fisico. Le funzioni matematiche su cui si basano gli interpolatori deterministici calcolano un singolo valore per ogni punto e non tengono conto della variabilità casuale del dato. Rientrano in questa categoria modelli quali: *IDW* (Inverse Distance Weighting), *RST* (Regularized Spline with Tension), l'interpolazione *al punto più vicino* e l'interpolatore *Bilinear*. Questi strumenti, a differenza degli interpolatori stocastici, sono in genere molto semplici da configurare e possono essere utilizzati direttamente, senza la necessità di individuare particolari proprietà del dato trattato. Nei metodi *stocastici* il legame fra punti vicini è espresso da un legame statistico (covarianza) che può non avere significato fisico. Difatti questi metodi, oltre che sull'approccio matematico, si basano anche su tecniche

statistiche legate al concetto di autocorrelazione (relazione statistica tra i punti in cui sono disponibili misure della variabile). A differenza dei metodi deterministici, i metodi stocastici consentono di verificare l'attendibilità delle correlazioni spaziali e di quantificare l'errore della stima per interpolazione. Tra questi il più comune è il *kriging*. L'interpolazione spaziale attraverso modelli stocastici è in genere molto più complessa della semplice interpolazione con gli algoritmi deterministici. Lo studio dei modelli di *variogrammi* è sempre preceduto da uno studio su variogrammi sperimentali che consente all'utente di analizzare il comportamento del dato. Sta poi alla bravura e all'esperienza dell'operatore ottenere tutte le informazioni necessarie per definire nel modo migliore il modello di variogramma che svolge un ruolo fondamentale nel processo interpolativo.

Tra i metodi di interpolazione si distinguono *metodi esatti*, che onorano i dati noti, e *metodi non esatti*, che non li onorano (in questo caso la superficie statistica non passa necessariamente per tutti i punti misurati). Inoltre, l'interpolazione può essere effettuata globalmente o localmente a seconda se per costruire un modello sono usate tutte le informazioni o solo quelle dei punti vicini.

L'*IDW*, usato in questo lavoro per l'elaborazione delle mappe di isoflusso, è uno dei più veloci, semplici ed intuitivi metodi di interpolazione spaziale. Il suo utilizzo è sempre molto efficace qualora non si possiedano molte informazioni riguardo al dato da trattare. Questa tecnica rientra nella categoria degli interpolatori a media mobile. Sono definiti in tal modo in quanto l'operazione di interpolazione viene effettuata su tutti i punti del dominio, sia di valore noto che di valore sconosciuto, su cui l'operatore si sposta ricalcolando tutti i valori in base al peso dei valori dei punti dell'intorno scelto. L'*IDW* non assume nessun tipo di relazione spaziale, eccetto l'assunzione di base che i punti più vicini devono essere più strettamente relazionati agli altri situati a maggiore distanza. L'unica complicazione è che le isolinee risultanti sono funzione della densità di campionatura. L'*IDW* assume che ogni punto misurato abbia una sua influenza locale che diminuisce con la distanza (il peso dei punti varia con l'inverso del quadrato della distanza); se la distanza si riduce e approssima lo 0, il peso relativo del punto noto aumenta sostanzialmente. Ciò fa sì che l'*IDW* sia ritenuto un interpolatore esatto: il valore previsto in corrispondenza di un punto realmente campionato sarà esattamente uguale al valore misurato.

2.3 La produzione di biogas da biomasse: bioenergia in Europa e in Italia

Per *biomassa* si intende *la frazione biodegradabile di prodotti, rifiuti, residui di origine biologica, da agricoltura (incluse sostanze di origine vegetale e animale), attività forestali e industrie correlate, incluse la lavorazione del pesce e l'acquacoltura, così come la frazione biodegradabile dei rifiuti urbani e industriali* (definizione estratta dalla proposta per la nuova direttiva europea sulle fonti rinnovabili della Commissione Europea presentata nel gennaio 2008 [COM(2008)19]).

Secondo stime dell'IEA (IEA,2008) l'energia prodotta a partire da biomasse costituisce il 10% dell'energia generata a scala mondiale. Benché in gran parte del mondo vengano sfruttate ancora in modo tradizionale, tali risorse stanno assumendo importanza commerciale sempre più rilevante, per la produzione di biocarburanti solidi, liquidi (etanolo, biodiesel, oli da pirolisi, ecc) e gassosi (biogas). Negli ultimi anni infatti, si è assistito ad un aumento della produzione di biocombustibili liquidi per il trasporto, come l'etanolo, con un conseguente incremento della domanda di materie prime provenienti dal settore agricolo, che a sua volta ha determinato un rapido innalzamento dei prezzi di risorse alimentari (ad es. alcune tipologie di cereali), ritenute vitali e indispensabili per il sostentamento delle fasce di popolazione più povere, dando vita ad un acceso dibattito internazionale sulle possibilità di diffusione di queste risorse a scala planetaria. Proprio per non entrare in conflitto con le produzioni agricole di tipo alimentare e garantire la sostenibilità ambientale e sociale, oltre che economica, della loro produzione, sono in fase di sviluppo i cosiddetti biocarburanti di II generazione, ottenuti a partire da coltivazioni dedicate non alimentari e soprattutto da risorse lignocellulosiche come residui agricoli e forestali. Una delle tecniche attualmente più diffuse per la produzione di biocombustibili è proprio il processo di digestione anaerobica di materiale di origine organica. Sviluppato tecnologicamente e utilizzato tradizionalmente per il trattamento di acque reflue e materiali di rifiuto, riducendone l'impatto ambientale al momento dello smaltimento finale, i vantaggi dell'applicazione di tale processo riguardano anche la possibilità di utilizzarne i due prodotti principali: il digestato, più o meno solido, avviato al compostaggio, e il biogas (costituito principalmente da metano e anidride carbonica) utilizzabile, tramite combustione, per la produzione di energia sia termica sia elettrica (con la possibilità di co-generazione). L'esperienza accumulata in anni di applicazioni pratiche e studi sperimentali sta portando ad un perfezionamento dei sistemi impiantistici di digestione anaerobica e al contempo all'individuazione di nuovi substrati con rese in biogas tali da rendere vantaggioso il loro sfruttamento. Particolarmente interessante risulta essere la ricerca di tali matrici tra le categorie di materiali di scarto provenienti dal settore agricolo e industriale, con l'acquisizione di nuovi benefici quali la possibilità di ottenere introiti aggiuntivi per agricoltori e allevatori, la produzione di energia con una ridotta emissione di gas serra sia al momento della generazione dell'energia stessa sia in tutte le fasi di reperimento delle fonti primarie (trattandosi di scarti costituirebbero infatti solo un costo in caso di semplice smaltimento).

2.3.1 La produzione di biogas nell'Unione Europea

Secondo i dati presentati da EurObserv'ER (*Biogas Barometer – July 2008*) la produzione di energia primaria da biogas nei paesi dell'Unione Europea, nel 2007 ha raggiunto un valore di 5,9 Mtep, superando di quasi 1 Mtep il risultato raggiunto nell'anno precedente. Rispetto al totale , il

49,2% è dato da biogas prodotto in discarica e il 15% da impianti di trattamento di fanghi di depurazione, tuttavia il vero settore trainante, perché in continua crescita, è rappresentato dalla produzione di biogas a partire da materie prime principalmente agricole, che attualmente ha un'importanza relativa del 35,7% .

In generale esistono due linee di utilizzo dominanti in Europa di questo biocombustibile: la produzione di energia termica o elettrica, o entrambe nel caso di cogenerazione, per combustione del gas tal quale, oppure, in seguito ad una purificazione del metano contenuto al 95% minimo, l'immissione nella rete di distribuzione del gas naturale. Ancora in pochi Paesi, ad esempio in Svezia e Svizzera, il metano ottenuto viene commercializzato come carburante per autoveicoli.

A dominare la scena sono sicuramente Germania e Regno Unito con una produzione, sempre nel 2007, rispettivamente di circa 2,4 Mtep e 1,6 Mtep, nettamente superiore all'Italia che pur collocandosi al terzo posto a livello europeo ha raggiunto solo 406,2 ktep di energia primaria generata. Nel dettaglio in Germania risultano installate 3750 unità di produzione di biogas da biomasse agricole, delle quali il 98% prevede il trattamento di materiale proveniente da coltivazioni dedicate (i cosiddetti *Energy crops*) eventualmente in sistemi di co-digestione con liquami o deiezioni animali. Nel Regno Unito invece l'82% della produzione di energia primaria proviene dal recupero di biogas in discariche controllate.

In realtà seppur diversi regolamenti europei volti a limitare la circolazione di rifiuti hanno favorito lo sviluppo e la diffusione di impianti di digestione per la produzione di metano come sistemi di riuso-trattamento dei rifiuti stessi, il mercato sembra tendere sempre più verso lo sfruttamento, per la produzione di biogas, di coltivazioni dedicate e di scarti agricoli e zootecnici, come liquami e deiezioni animali, residui di coltivazione e lavorazione.

Per quel che riguarda lo sviluppo di questo settore, le previsioni (EurObserv'ER, *Biogas Barometer – July 2008*), secondo le attuali tendenze, ipotizzano che al 2010 si possa raggiungere una produzione di energia primaria di 7,8 Mtep, pari a poco più della metà del livello posto come obiettivo da raggiungere, per lo stesso anno, dalla *White Paper* della Commissione Europea. Una delle cause di una crescita così inferiore rispetto alle aspettative risiederebbe nel continuo aumento dei prezzi delle materie prime di origine agricola, in particolare per quel che riguarda le coltivazioni a scopo energetico.

2.3.2 Bioenergia in Italia

Nell'ultimo decennio la necessità di provvedere ad una pianificazione energetica per assolvere agli impegni presi sia livello europeo che mondiale in termini di riduzione delle emissioni di gas serra, unita alla consapevolezza di dover ridurre la dipendenza energetica dall'estero, il governo italiano si è posto ambiziosi obiettivi inerenti anche alle biomasse, proponendosi di raggiungere una

produzione di energia primaria, da tali materie prime, tra le 8 e le 10 Mtep entro il 2012 oltre all'installazione di impianti, alimentati a biomasse, con potenza nominale complessiva di 4000MW_e.

Nel *Position Paper* dal titolo *Energia: temi e sfide per l'Europa e per l'Italia*, inviato alla Commissione Europea nel settembre 2007 si stima che il nostro Paese dovrebbe arrivare ad ottenere, entro il 2020 energia primaria da materiale organico per un totale di 16,5Mtep così ripartiti: 3Mtep per l'energia elettrica, 9,3Mtep per l'energia termica e 4,2Mtep in biocarburanti. Attualmente però, escludendo l'autoproduzione e l'utilizzo di biomasse al di fuori dei circuiti commerciali (es. legna da ardere per usi domestici), l'energia primaria consumata (Dati riferiti al 2005, contenuti nel *Position Paper* inviato alla Commissione Europea dal Governo Italiano, nel settembre 2007) proveniente da queste fonti rinnovabili è di circa 3,5Mtep. Un simile scenario presuppone quindi la necessità di migliorare le situazioni che ostacolano lo sviluppo di un vero e proprio *sistema biomasse* all'interno del nostro Paese. Si stima infatti un potenziale in energia primaria dalle diverse fonti di biomasse disponibili in 24-30 Mtep/anno, dei quali 19,6-21,6Mtep legati all'utilizzo di residui agricoli, agroindustriali, forestali e dell'industria del legno, zootecnici e del verde pubblico (ITABIA, *Rapporto 2008 i traguardi della bioenergia in Italia*), ma a causa di una sostanziale inefficienza nei sistemi di raccolta e conferimento delle stesse biomasse agli impianti di conversione in realtà solo il 30% di tali risorse risulta esser effettivamente utilizzabile.

Il principale settore in espansione risulta essere quello della produzione di energia (termica o elettrica) e la cogenerazione a partire da biogas: sono stati infatti realizzati ben 420 impianti con una capacità produttiva di 280MW_e per la generazione di energia elettrica da biogas. Come già avviene in Germania, Danimarca, Svezia e Austria, una notevole spinta allo sviluppo e alla diffusione della digestione anaerobica dovrebbe provenire dal comparto agricolo e quello zootecnico, ma il nostro sistema energetico ancora non riesce a far fronte ad alcune carenze strutturali e normative. Esiste infatti una normativa in materia estremamente frammentaria e instabile nel tempo sia da un punto di vista giuridico sia tecnico. Inoltre esistono ancora pochi collegamenti col mondo agricolo e forestale oltre ad una precarietà dei bacini territoriali di produzione di biomassa (ITABIA, 2008).

CAPITOLO TERZO

Materiali e metodi delle attività sperimentali

3.1 Quantificazione e valutazione sperimentale in situ di emissioni diffuse da discarica (CO₂ e CH₄)

Il monitoraggio del biogas è un aspetto fondamentale nella gestione operativa e post-operativa delle discariche, come sottolineato nel D.lgs. 36/03, nel quale si riporta che *“per le discariche dove sono smaltiti rifiuti biodegradabili e rifiuti contenenti sostanze che possono sviluppare gas o vapori, deve essere previsto un monitoraggio delle emissioni gassose, convogliate e diffuse, della discarica stessa, in grado di individuare anche eventuali fughe di gas esterne al corpo della discarica”*. È necessario evidenziare, infatti, come il contributo al riscaldamento globale, causato dallo smaltimento in discarica dei rifiuti, sia estremamente significativo, in virtù delle emissioni incontrollate di biogas in atmosfera che costituiscono circa il 30% delle emissioni antropogeniche di metano (Huber-Humer M., 2004; Huber-Humer M., 2008). Nel presente studio si prende in considerazione la metodologia della *camera di accumulo statica, non stazionaria* come strumento per il monitoraggio delle emissioni incontrollate da discarica. Tale strumentazione è in grado di fornire misure di gas dai suoli a prescindere dalla conoscenza delle caratteristiche dei suoli stessi e del regime di flusso. Inoltre, la metodologia proposta, rispetto alle tradizionali tecniche di misura delle emissioni di biogas, permette di determinare una distribuzione areale effettiva delle emissioni dal corpo dei rifiuti e dalle aree adiacenti le vasche di raccolta.

3.1.1 Metodologia strumentale della camera d'accumulo statica, non stazionaria

La strumentazione portatile (messa a punto da West Systems S.r.l., Pontedera, PI), adoperata nel presente lavoro per le misure puntuali di flussi di emissione di CO₂ e CH₄, consta di (Figg. 3.1, 3.2):

1. contenitore metallico cilindrico aperto alla base e di volume noto (camera di accumulo, con superficie 0,0314 m² e due possibili volumi (Fig. 3.3): 0,003 m³ (Tipo A) e 0,006 m³ (Tipo B)), equipaggiato con opportuno dispositivo d'agitazione interno per l'appropriata omogeneizzazione del gas raccolto;
2. misuratore di flusso (con spallaccio a tracolla), equipaggiato con apposito rilevatore di CO₂ e CH₄ mediante spettrometro ad assorbimento infrarosso;
3. una scheda d'interfacciamento per la sincronizzazione dei dati ed il pilotaggio dell'apposita pompa di aspirazione;

4. computer palmare, per la raccolta dati.

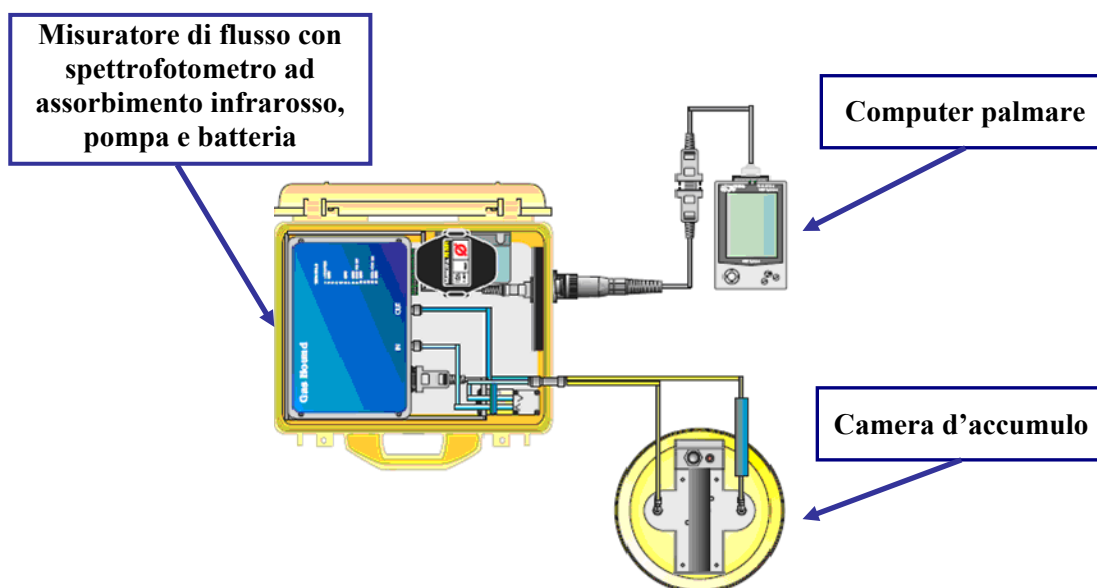


Fig 3.1 - Schema dello strumento (fonte: *Carbon dioxide flux meter Handbook*, West System, 2002)

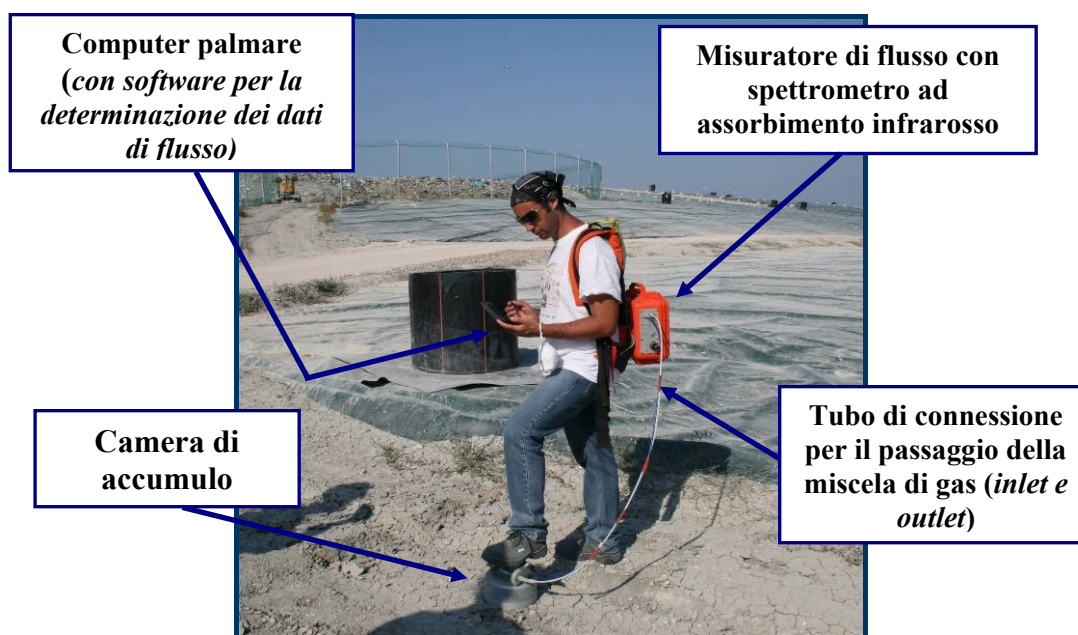


Fig. 3.2 - Vista strumentazione portatile in uso

La camera di accumulo di “*tipo A*” è indicata nel caso di flussi contenuti, mentre quella di “*tipo B*” è adatta alla rilevazione di flussi elevati.

Per la tipologia dei flussi presenti nella discarica si è ritenuto opportuno l'utilizzo della camera di accumulo denominata di “*tipo A*” (Fig. 3.4).

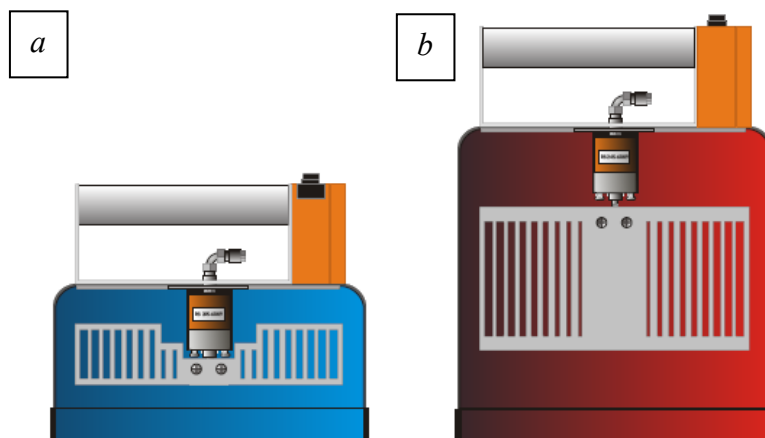


Fig. 3.3 - Schema camera di accumulo: a) Camera di accumulo di tipo A, caratterizzata da un volume pari a $0,003 \text{ m}^3$; b) Camera di accumulo di tipo B caratterizzata da un volume pari a $0,006 \text{ m}^3$ (fonte: Carbon dioxide flux meter Handbook, West System, 2002)

Durante la campagna sperimentale di monitoraggio di discarica, la camera di accumulo viene posizionata direttamente sui punti di misura previsti, curando la perfetta adesione del bordo al suolo. Una pompa a membrana consente il prelievo del gas dalla camera ed il suo trasferimento ai rilevatori; il gas aspirato viene prima fatto passare attraverso una piccola colonna contenente gel di silice (Fig. 3.4), per eliminare l'umidità che potrebbe danneggiare la pompa e gli spettrofotometri, e successivamente, inviato alle celle degli spettrofotometri per poi essere di nuovo convogliato nella camera di accumulo.



Fig. 3.4 - Particolare della camera d'accumulo impiegato durante il monitoraggio (tipo A)

La camera è equipaggiata con una ventola per omogeneizzare i gas all'interno della stessa costituiti dal gas diffuso dal suolo e dai gas atmosferici originariamente contenuti e per evitarne la stratificazione (Fig. 3.5).



Fig. 3.5 - Particolare della ventola posizionata all'interno della camera di accumulo

La pressione all'interno della camera d'accumulo resta costante, ciò significa che la quantità di materia (numero totale di moli) all'interno della camera di accumulo è costante, mentre nel tempo cambia la composizione.

I valori di concentrazione di CO_2 e CH_4 [ppm], progressivamente misurati dai rilevatori, vengono acquisiti da un convertitore analogico-digitale dotato di interfaccia seriale ed automaticamente inviati al computer palmare, che genera in tempo reale una rappresentazione grafica della loro variazione nel tempo (Fig. 3.6); selezionando due punti sulla parte del grafico dove la funzione risulta lineare un software dedicato (*Palmflux®*) permette di calcolare, direttamente sul campo ed in tempo contenuto ($\sim 2\text{-}4$ min), attraverso interpolazione lineare, le pendenze iniziali [ppm s^{-1}] degli incrementi di concentrazione di CO_2 e CH_4 nel tempo, che risultano essere direttamente proporzionali ai flussi di emissione puntuale di CO_2 e CH_4 dal suolo, espressi in termini di $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

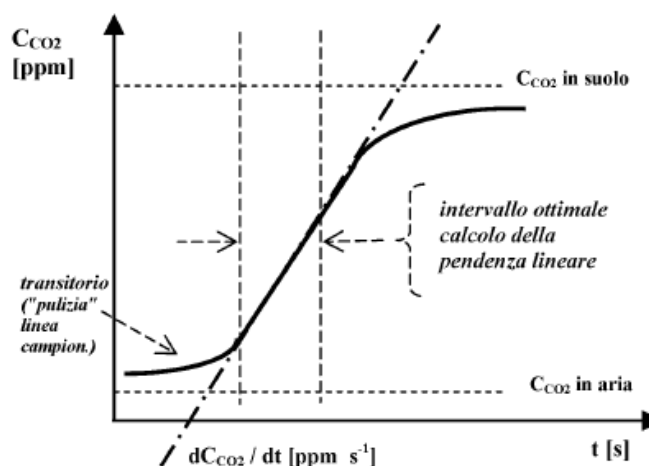


Fig. 3.6 : Schematizzazione variazione temporale attesa della concentrazione di CO_2 entro la camera di accumulo, e calcolo pendenza d'incremento iniziale (fonte: Capaccioni et al., 2005)

Quest'ultimo valore è direttamente proporzionale (mediante opportuna costante k) al flusso [$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$] di emissione puntuale dal suolo dei gas monitorati (ϕCO_2 e ϕCH_4) in accordo alla relazione seguente (nell'assunzione di condizione di gas ideale, e pur nell'inevitabile approssimazione di estrapolazione temporale su base giornaliera):

$$\phi\text{CO}_2 = k \cdot \frac{dC_{\text{CO}_2}}{dt} = \left(\frac{86400 \cdot P}{10^6 \cdot R \cdot T_k} \cdot \frac{V}{A} \cdot 44 \right) \cdot \frac{dC_{\text{CO}_2}}{dt}$$

essendo:

- P , la pressione barometrica [mbar];
- R , la costante universale dei gas ($0,08314 \text{ bar l } ^\circ\text{K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$);
- T_k , la temperatura atmosferica [$^\circ\text{K}$];
- V , il volume della camera di accumulo [m^3];
- A , la superficie della camera di accumulo [m^2].

Prove di calibrazioni ufficiali sulla strumentazione portatile adoperata, consentono di stimare in max +2%(sovrastima)/-5%(sottostima) il possibile errore di misura, per flussi di CO_2 , quando particolarmente elevati ($> 700 \text{ molCO}_2 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$).

La costante k è funzione della temperatura e della pressione atmosferica e viene fornita dalla West System per entrambi i tipi di camera di accumulo (Carbon dioxide flux meter Handbook, West System, 2002).

3.1.2 Descrizione del sito d'indagine sperimentale

La campagna di monitoraggio delle emissioni diffuse di biogas è stata effettuata presso la discarica di I categoria situata in località Monteschiannello, nel Comune di Fano (Provincia di Pesaro-Urbino, Regione Marche). La discarica è situata all'interno di una formazione pliocenica costituita da una successione di argille marnose, caratterizzate da una bassissima permeabilità relativa e da assenza di falda acquifera, caratteristiche geologiche che ne fanno un sito idoneo per l'inserimento di un impianto di questo tipo. L'impianto, aperto nel 1978 e attualmente gestito dalla società ASET SpA, ha una superficie complessiva di circa 25 ettari e ogni anno vengono interrate circa 60.000 tonnellate di rifiuti solidi urbani, provenienti dai Comuni limitrofi di Fano, San Costanzo, Monteporzio, Cartoceto e Mondolfo, di cui circa il 80% di origine urbana e il rimanente 20% di tipo speciale assimilabile agli urbani. L'impianto di discarica è costituito di tre moduli (Fig.3.7), di cui il più vecchio (*Bacino I*), aperto nel 1978, è rimasto in attività fino al 1996 ed è caratterizzato da una estensione superficiale di circa 80.000 m^2 . In questo modulo sono stati smaltiti, nei quasi venti anni di attività, circa 1.500.000 t di rifiuti ed al momento risulta chiuso con copertura finale (dal basso

verso l'alto: riprofilatura morfologica in argilla non compattata, strato di argilla rullata e compattata, geotessuto–geogriglia-geotessuto, terreno vegetale). Il *Bacino 2*, aperto nel 1996 e chiuso nel 2008, ha accolto nella sua attività circa 730.000 t di rifiuti e si caratterizza per una superficie di 51.300 m². Attualmente una parte del *Bacino 2* (*Bacino 2A*) risulta rivestita da un telo impermeabile collocato al di sopra della copertura definitiva di argilla. Dal 2008 è in corso di coltivazione un nuovo modulo (*Bacino 3*) ancora in via di ampliamento, con una superficie di 18.000 m² ed un volume complessivo di 930.000 m³.

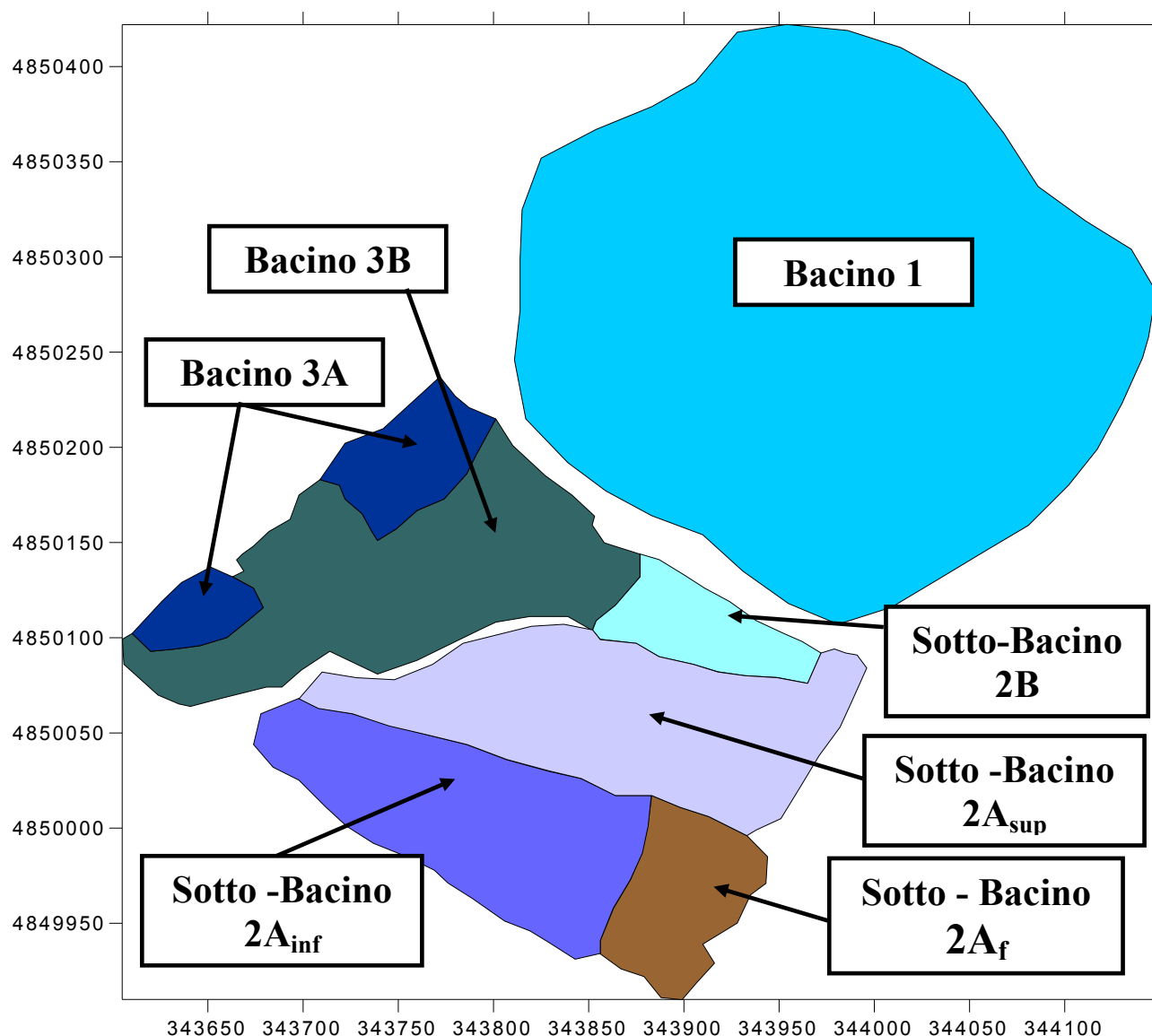


Fig. 3.7 - Discarica di Fano per rifiuti urbani non pericolosi (stato all'indagine sperimentale 2010)

3.1.3 Le campagne di monitoraggio direttamente condotte

Per la stima della quantità di biogas diffuso dal suolo della discarica di Monteschantello si è proceduto alle misure puntuali di flusso di CO₂ e CH₄ effettuate tramite il metodo della camera di accumulo nella variante statica non stazionaria.

Il metodo della camera di accumulo è stato preferito ad altre procedure in quanto è in grado di fornire misure di flusso dai suoli a prescindere dalla conoscenza sia delle caratteristiche dei suoli stessi sia del regime di flusso stesso (Trégourès, et al., 1999). Tale metodo, infatti, non necessita di alcun coefficiente empirico che tenga conto delle caratteristiche del suolo per trasformare il gradiente di concentrazione misurato in flusso. I gas misurati sono quelli che fuoriescono direttamente e spontaneamente dal terreno. In più, la strumentazione risulta maneggevole e di facile utilizzo.

Inoltre l'elaborazione con tecniche di interpolazione dei dati puntuali di flusso, georeferenziati tramite GPS (Global Position System), con un errore di localizzazione, stimato al momento delle misure, dell'ordine di ± 3 m, permette la ricostruzione di mappe di isoflusso. Tali mappe risultano essere dei validi strumenti di analisi, in quanto permettono di visualizzare la variabilità spaziale del flusso di biogas emesso dal suolo e di individuare aree con valori anomali di emissione.

Il limite principale del metodo utilizzato consiste nella necessità di effettuare le misurazioni in condizioni di terreno asciutto, in quanto i terreni caratterizzati da un elevato contenuto di acqua tendono a ridurre considerevolmente la loro permeabilità (specialmente se composti da una frazione argillosa importante) e, per tale motivo, possono determinare una sottostima dei valori di flusso. Inoltre, per avere dei dati quanto più attendibili possibile, è importante svolgere la campagna di monitoraggio in un arco di tempo in cui le condizioni atmosferiche restino sostanzialmente stabili. Difatti, le leggi fisiche che stanno alla base del trasporto di materia mostrano chiaramente che le variazioni di pressione atmosferica, temperatura del suolo e dell'aria, velocità del vento e umidità del suolo possono determinare importanti variazioni di flusso. Se il flusso è di tipo advettivo, ritenendo valida la legge di Darcy, una variazione di pressione atmosferica determina un cambiamento del gradiente di pressione. È quindi lecito attendersi un aumento di flusso quando la pressione atmosferica diminuisce. L'umidità del suolo modifica la permeabilità del terreno, per cui è ragionevole aspettarsi variazioni di flusso indotte non solo dalle precipitazioni che producono comunque un certo carico idraulico, ma anche da variazioni di temperatura e/o umidità atmosferica che provocano processi di condensazione/evaporazione. Pertanto un altro fattore meteorologico tenuto in considerazione per la corretta interpretazione dei dati rilevati è l'assenza prolungata di precipitazioni: il processo di metanogenesi per sostenersi richiede la presenza di umidità nella massa di rifiuti e il protrarsi delle condizioni di siccità nei giorni precedenti al periodo di rilevamento dei dati può comportare, dunque, una riduzione nella produzione di biogas. Infine, anche la velocità del vento può influenzare le misure di flusso per *effetto venturi*.

Le misurazioni del flusso (ϕCO_2 e ϕCH_4) sono state effettuate tramite campionamento sistematico con il flussimetro della West System S.r.l. sui nodi di reticoli predefiniti, in modo da ricoprire, con un adeguato numero di misure, tutta l'area di discarica e infittiti direttamente su campo in

corrispondenza di zone con elevati flussi, quali fratture nel terreno o tane di animali, costituenti percorsi preferenziali per la fuga del biogas verso l'esterno.

Le campagne di indagine descritte nel presente lavoro sono state svolte negli anni 2008, 2009 e 2010. In particolare:

1. Luglio 2008, con **297** misure di flusso (ϕCO_2 e ϕCH_4) distribuite entro i 3 moduli della discarica e lungo la fascia esterna al Bacino 2;
2. Luglio 2009, con **312** misure di flusso (ϕCO_2 e ϕCH_4) distribuite entro i 3 moduli della discarica e lungo fascia esterna al Bacino 2;
3. Luglio 2010, con **391** misure di flusso (ϕCO_2 e ϕCH_4) distribuite entro i 3 moduli della discarica e lungo fascia esterna al Bacino 2.

Campagna di monitoraggio Luglio 2008

Si è articolata in quattro giorni: dal 17 al 19 luglio 2008 e il giorno 31 luglio 2008. I parametri meteorologici registrati nei quattro giorni di lavoro hanno riportato condizioni operative abbastanza stabili. La pressione atmosferica ha subito fluttuazioni con valori compresi tra i 995,9 e 1002,6 mbar. La temperatura dell'aria si è mantenuta intorno al valore medio di 27°C e l'umidità variabile dal 39,9% al 74,7%. Tali condizioni hanno garantito la costanza del flusso di biogas emesso dal corpo discarica.

L'indagine è consistita nelle attività seguenti:

- con riferimento al *Bacino 1* (Fig. 3.8) del corpo della discarica:
 - a. campagna di misure di flussi puntuali di CO_2 e CH_4 , con reticolo irregolare dei punti di misura (ben n. 78 in totale) orientativamente riconducibile ad un passo di circa 30 m di lato;
 - b. mappatura dei flussi di CO_2 e CH_4 , in forma di isoflusso a partire dai valori puntuali di flusso misurati;
 - c. stima dei volumi risultanti di emissione giornaliera di CO_2 e CH_4 ;
- con riferimento invece al *Bacino 2* del corpo della discarica, in virtù dell'avvenuta stesura durante il 2007 di una copertura temporanea con telo impermeabile in una vasta area della zona superficiale dello stesso, si è reso necessario disaggregare la campagna d'indagine per le due zone seguenti:
 - a. *Bacino 2B* "senza telo" (Fig. 3.9): 1) campagna di misure di flussi puntuali di CO_2 e CH_4 , con reticolo irregolare dei punti di misura (n. 31 in totale) orientativamente

- riconducibile ad un passo di circa 20 m di lato; 2) mappatura dei flussi di CO_2 e CH_4 , in forma di isoflusso a partire dai valori puntuali di flusso misurati; 3) stima dei volumi di emissione giornaliera di CO_2 e CH_4 ;
- b. *Bacino 2A* “con telo”: (Fig. 3.10) 1) campagna di misure di flussi puntuali di CO_2 e CH_4 , necessariamente condotta in prossimità dei pozzi di captazione biogas presenti (per complessivi n. 22 punti di misura), con posizionamento della camera d’accumulo (durante le misure) nelle aperture di telo disponibili; 2) mappatura dei corrispondenti valori puntuali dei flussi di CO_2 e CH_4 , in forma di mappe classifichative; 3) stima dei volumi di emissione giornaliera di CO_2 e CH_4 , mediante specifica ipotesi di calcolo prevedente una corona circolare d’emissione di spessore 1 m attribuibile a ciascun pozzo; 4) valutazione delle possibili emissioni lungo il perimetro, per complessivi n. 44 punti di misura;
- con riferimento quindi al nuovo *Bacino 3*, in corso di attuale coltivazione, del corpo della discarica (Fig. 3.11):
- a. campagna di misure di flussi puntuali di CO_2 e CH_4 , con reticolo irregolare dei punti di misura (n. 81 in totale) orientativamente riconducibile ad un passo di circa 21 m di lato;
- b. mappatura dei flussi di CO_2 e CH_4 , in forma di isoflusso a partire dai valori puntuali di flusso misurati;
- c. stima dei volumi risultanti di emissione giornaliera di CO_2 e CH_4 ;



Fig. 3.8 - Vista indicativa del Bacino 1 con copertura finale (Anno 2008)



Fig. 3.9 - *Vista indicativa del Bacino 2B (Anno 2008)*



Fig. 3.10 - *Particolare del telo impermeabile danneggiato nell'intorno dei pozzi di captazione localizzati nel Bacino 2A (Anno 2008)*



Fig. 3.11 - *Vista indicativa del Bacino 3 in coltivazione (Anno 2008)*

- da ultimo, al fine di studiare anche entità e localizzazione di eventuali emissioni incontrollate di biogas esterne al corpo della discarica, la campagna di indagine è stata estesa in taluni punti di misura localizzati esternamente al *Bacino 2* (per complessivi n. 29 punti).

Campagna di monitoraggio Luglio 2009

Si è articolata in cinque giorni: dal 14 al 17 luglio 2009 impiegati per il monitoraggio dei punti di flusso e il giorno 18 luglio 2009 per la georeferenziazione dei pozzi di captazione del biogas.

I parametri meteorologici registrati nei quattro giorni di lavoro hanno riportato condizioni operative abbastanza stabili. La pressione atmosferica ha subito fluttuazioni con valori compresi tra i 997 e 1014 mbar. La temperatura dell'aria si è mantenuta intorno al valore medio di 30°C e l'umidità variabile dal 55,3% al 59,1%. Tali condizioni hanno garantito che durante i giorni in cui si è svolta la campagna di monitoraggio ci fosse un flusso costante.

La campagna di monitoraggio è stata articolata nel modo seguente:

- Per quanto riguarda il monitoraggio del *Bacino 1* (Fig. 3.12), essendo questo il modulo più vecchio e quindi conosciuto più approfonditamente, si è scelto di operare con una griglia ideale a maglia quadrata con una spaziatura di 30 metri di lato, raccogliendo 80 coppie di valori sulla sua superficie di circa 80.000 mq;
- Nel *Bacino 2*, dall'estensione di circa 40.000 mq, per via della stesura sulla superficie della parte inferiore di una copertura temporanea con telo *HDPE*, si distinguono due zone: il *Bacino 2A* (con estensione di circa 32.000 mq) è la porzione del modulo che risulta ricoperta da telo impermeabile, mentre il *Bacino 2B* è la porzione senza telo;
- Per consentire il transito dei mezzi verso il *Bacino 3*, è stata realizzata, lungo il *Bacino 2A*, una stradella in terra battuta (Fig. 3.13). È possibile, quindi, distinguere due ulteriori sottozone: quella inferiore collocata al di sotto della stradella (*Bacino 2A_{inf}*) (Fig. 3.14) e quella superiore (*Bacino 2A_{sup}*) collocata al di sopra della stessa (Fig. 3.15). Nonostante il telo impermeabile non ricopra i rifiuti posti al di sotto della stradina, lo spessore di terra compattata presente crea condizioni di permeabilità verticale molto bassa;
- Non essendo possibile, quindi, rilevare flussi al di sopra del telo, il campionamento, per il *Bacino 2A* è stato effettuato lungo il perimetro e lungo la stradella. In questo modo sono state campionate 49 coppie di punti. La spaziatura di campionamento utilizzata è stata di circa 20 m. Il telo è stato ispezionato per individuare eventuali lacerazioni o aperture, in modo da poter rilevare eventuali flussi attraverso di esse (Fig. 3.16). A differenza della campagna svolta nel 2008, però, non è stato possibile valutare i flussi in prossimità dei pozzi di captazione del biogas in quanto le aperture presenti l'anno precedente sono risultate sigillate (Fig. 3.17) per evitare dispersioni di biogas;
- Nel *Bacino 2B* (Fig. 3.18) sono state raccolte 50 coppie di punti tra il perimetro e l'interno del modulo utilizzando una spaziatura di circa 20 metri, quindi, con un dettaglio maggiore rispetto al *Bacino 1*. Bisogna sottolineare che il *Bacino 2B*, non ricoperto da telo, è più

ampio rispetto al periodo in cui è stata effettuata la campagna del 2008, in quanto è stato ritagliato il telo in due zone per far sì che alcuni pozzi potessero essere ritrovati;

- Nel *Bacino 3* (Fig. 3.19) si è adoperato, così come per il *Bacino 2*, un reticolo di campionamento con una maglia di circa 20 m, per avere un elevato grado di dettaglio. I punti rilevati ammontano a 92 coppie di valori, di cui 11 sono stati presi direttamente sul cumulo di rifiuti, mentre i restanti sono stati campionati ponendo la camera di accumulo sulla copertura superficiale provvisoria in argilla.

Altri punti sono stati monitorati nella fascia esterna al *Bacino 2A* (Fig. 3.20) per complessivi 41 punti, al fine di poter studiare eventuali emissioni incontrollate di biogas esterne al corpo della discarica e valutarne la migrazione.



Fig. 3.12: *Vista indicativa del Bacino 1 con copertura finale (Anno 2009)*



Fig. 3.13: *Stradella di transito al Bacino 3 che separa il Modulo 2A_{inf} - a sinistra nella foto - e il Modulo 2A_{sup} - a destra nella foto - (Anno 2009)*



Fig. 3.14: *Vista indicativa del Bacino 2A_{inf} (Anno 2009)*



Fig. 3.15: *Vista indicativa del Bacino 2A_{sup} con copertura artificiale temporanea mediante telo in HDPE. I blocchi di cemento presenti sono stati collocati sul telo per evitarne il rigonfiamento dovuto alle emissioni di biogas (Anno 2009)*



Fig. 3.16: *Particolari del monitoraggio in corrispondenza di aperture nel telo in HDPE (Anno 2009)*



Fig. 3.17: *Particolare dell'avvenuta sigillatura del telo impermeabile nell'intorno dei pozzi di captazione localizzati nel Bacino 2A (Anno 2009)*



Fig. 3.18: *Vista indicativa del Bacino 2B (Anno 2009)*



Fig. 3.19: *Vista indicativa del Bacino 3 in coltivazione (Anno 2009)*



Fig. 3.20 Vista esemplificativa della fascia esterna al Bacino 2A (Anno 2009)

Campagna di monitoraggio Luglio 2010

Si è articolata in cinque giorni, dal 5 al 9 luglio 2010 impiegati per il monitoraggio dei punti di flusso. I parametri meteorologici registrati nei cinque giorni di lavoro hanno riportato condizioni operative abbastanza stabili. La pressione atmosferica ha subito fluttuazioni con valori compresi tra i 1000,1 e 1007,35 mbar. La temperatura dell'aria si è mantenuta intorno al valore medio di 28°C e l'umidità variabile dal 52,7% al 62,66%. Tali condizioni hanno garantito che durante i giorni in cui si è svolta la campagna di monitoraggio il flusso di biogas fosse costante.

Il lavoro si è svolto secondo le medesime modalità della precedente campagna di monitoraggio, salvo qualche cambiamento conseguente variazioni gestionali da parte dell'Ente Gestore:

- Per quanto riguarda il monitoraggio del *Bacino 1*, anche per questo anno si è scelto di operare con una griglia ideale a maglia quadrata con una spaziatura di 30 metri di lato, raccogliendo 84 coppie di valori sulla sua superficie di circa 80.000 mq. Tuttavia, a differenza della campagna precedente, la vegetazione di ricoprimento è apparsa alta e folta (Fig. 3.21);
- All'interno del *Bacino 2A_{inf}* è stata ricavata un'area per l'abbancamento dei fanghi di dragaggio provenienti dai fondali del porto di Fano. È stato pertanto necessario distinguere una ulteriore sottozona denominata per l'appunto *Bacino 2A_f* all'interno della quale sono stati campionati 47 punti di misura (Fig. 3.22);
- Un'ulteriore differenza con la precedente Campagna 2009 è consistita nell'ampliamento (Fig. 3.23) del *Bacino 3* (n. 135 punti di misura, di cui 11 direttamente campionati sul cumulo di rifiuti a vista) in coltivazione con conseguente riduzione del *Bacino 2B* (n. 34

punti di misura), caratterizzato inoltre da un nuovo ricoprimento con telo in corrispondenza delle due zone ritagliate l'anno precedente per il ritrivelamento di alcuni pozzi.

Complessivamente nel *Bacino 2A* sono stati monitorati 44 punti di misura, mentre, in analogia con la Campagna 2009, altri punti sono stati campionati nella fascia esterna al *Bacino 2* per complessivi 47 punti, al fine di poter studiare eventuali emissioni incontrollate di biogas esterne al corpo della discarica e valutarne la migrazione.



Fig. 3.21 - *Vista indicativa del Bacino 1 con copertura finale (Anno 2010)*



Fig. 3.22 - *Vista indicativa del Bacino 2A_f – zona fanghi – (Anno 2010)*



Fig. 3.23 - Vista indicativa del Bacino 2B dal Bacino 3 – particolare ampliamento modulo in coltivazione – (Anno 2010)

3.1.4 Rappresentazione geostatistica dei dati di misura di flusso

Per la costruzione delle mappe areali di flusso e quindi per la stima dei volumi di emissione di metano e anidride carbonica dal corpo della discarica si è preferito l'uso della tecnica di interpolazione spaziale deterministica basata sull'IDW (Inverse Distance Weighting), l'inverso della distanza pesata, adoperando l'apposito software Surfer 8.0[®] distribuito dalla Golden Software, Inc.

L'IDW è stato preferito al più comunemente adoperato “*kriging*” in quanto quest'ultimo nell'elaborazione di mappe di isolinee potrebbe comportare un effetto di attenuazione (*smoothing*) particolarmente in corrispondenza dei picchi di misura puntuale; inoltre in applicazioni ad aree di indagine locale a superficie ben definita (soprattutto se di parametro irregolare) e con ampia variabilità spaziale attesa della grandezza monitorata, potrebbero graficamente generarsi nette discontinuità delle isolinee in corrispondenza dei profili di confine dell'area in esame (Borjesson et al., 2000), ovvero sbordature delle stesse al di fuori dei profili medesimi.

3.1.5 Elaborazione mappe degli isoflussi

Le mappe di isoflusso consentono di visualizzare l'andamento di un qualsiasi parametro chimico-fisico su tutta l'area di studio e sono, perciò, di notevole sostegno nell'interpretazione e nella correlazione di tutto l'insieme di dati. Inoltre, sono un valido strumento per effettuare una quantificazione accurata delle emissioni globali dal corpo della discarica.

Una mappa di isoflussi è una rappresentazione bidimensionale di dati tridimensionali. Le prime due dimensioni (X e Y) localizzano il punto nello spazio e sono rappresentate dalle coordinate

geografiche dei dati puntuali di flusso registrate tramite palmare GPS, mentre la terza dimensione (Z) rappresenta il flusso di emissione di anidride carbonica o metano misurato con il flussimetro. Gli isoflussi sono “*curve di livello*”, cioè linee immaginarie costituite da punti che rappresentano posizioni dell’area in studio che hanno lo stesso flusso di emissione di biogas (ϕCO_2 o ϕCH_4).

Per ciascuna serie di dati di flusso sono state preliminarmente determinate talune semplici misure statistiche descrittive, individuando altresì la distribuzione probabilistica (tra quella normale e log-normale) meglio rappresentante, in termini di densità di probabilità, i dati sperimentali.

L’elaborazione dei dati è stata svolta partendo dai dati puntuali di flusso convertiti in scala logaritmica per via dell’approssimazione log-normale della serie dei dati di flusso di emissione da discariche (Capaccioni et al., 2005C). I dati puntuali di flusso sono organizzati in un database dove ogni record rappresenta un punto di campionamento. Gli attributi relativi ad ogni record sono: le coordinate X e Y secondo il sistema di riferimento *WGS84*, utilizzate per individuare la posizione nello spazio, e il valore di flusso per il metano e per l’anidride carbonica (Z_{CO_2} e Z_{CH_4}). Con queste informazioni *Surfer 8.0*® crea un *grid* (matrice di valori regolarmente distribuiti nello spazio) dove, ad ogni nodo (intersezione delle colonne x con le righe y), è associato un valore Z’ calcolato in base alla metodologia di interpolazione *IDW* con fattore di potenza tipico pari a 2 ed assenza fattore di *smoothing*.

Dal file *grid* il software crea delle mappe di distribuzione, nello spazio del parametro Z (il flusso di anidride carbonica o di metano) attraverso linee (*contour*) lungo le quali si hanno valori costanti.

Il calcolo delle dispersioni giornaliere di CO_2 e CH_4 [$\text{ton}\cdot\text{d}^{-1}$] si effettua mediante integrazione volumetrica sulle distribuzioni spaziali definite. Supposto che la serie di dati mostrerebbe (approssimativamente) una distribuzione log-normale, la procedura seguita è quella proposta da Capaccioni et al. (2005C) (Fig. 3.24):

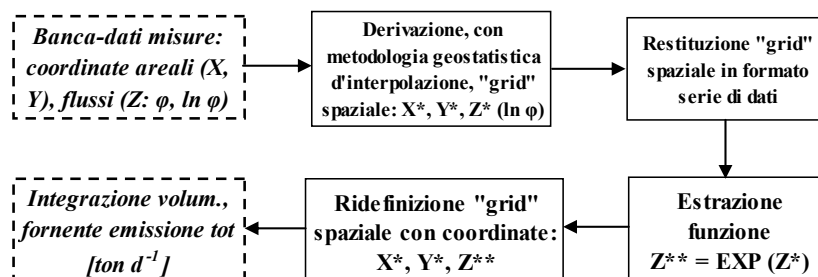


Fig. 3.24: Schema logico sintetico della possibile procedura sequenziale di calcolo delle dispersioni tot di CO_2 e CH_4 ($\text{ton}\cdot\text{d}^{-1}$), con ausilio di *Surfer 8.0* (fonte: Capaccioni et al., 2005C)

- a partire dalla banca dati di misure puntuali di flusso (ϕCO_2 e ϕCH_4), si trasformano i valori di flusso in scala log-normale dal momento che i valori, come già osservato precedentemente, sembrano avere una distribuzione log-normale;

- i valori puntuali di flusso in scala log-normale $\phi \ln(\text{CO}_2)$ e $\phi \ln(\text{CH}_4)$ sono interpolati tramite metodologia deterministica IDW per la derivazione della griglia spaziale d'interpolazione (*grid*), elaborata in termini di coordinate areali (X, Y) e coordinata verticale (Z) definita come $\ln(\phi)$;
- successivamente la griglia spaziale determinata viene restituita in formato serie dati. Dalla nuova serie dati così ottenuta vengono restituiti i flussi corrispondenti attraverso la funzione esponenziale: $\text{EXP}(Z)$;
- estratti i valori di flusso [$\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$] viene ridefinita la griglia spaziale interpolando, sempre tramite IDW, la coordinata verticale (Z) questa volta espressa in termini di flusso;
- in ultimo, mediante integrazione volumetrica, si ricava la dispersione di massa totale sull'intera area della discarica ($\text{ton CO}_2 \text{ d}^{-1}$; $\text{ton CH}_4 \text{ d}^{-1}$).

3.1.6 Scelta della spaziatura opportuna

L'interpolazione tramite IDW è funzione della densità di campionamento, quindi, per ottenere delle mappe di isoflusso quanto più possibile corrispondenti alla realtà è necessario che il campionamento venga effettuato su una maglia con spaziatura adeguata.

Alcune simulazioni di calcolo sono state effettuate sull'estesa serie di dati sperimentali di flussi di CO_2 dell'indagine del 2008. A partire dalla serie complessiva di 180 misure disponibili (i punti rilevati all'interno dei tre bacini della discarica), sono state casualmente estratte delle "ipotetiche" sottoserie progressive di 60, 80, 100, 120, 140, 160 e 170 dati, di volta in volta per un numero di sequenze pari dieci. Per ciascuna delle dieci sequenze (di ciascuna sottoserie), si è quindi proceduto alla computazione della dispersione totale di CO_2 in accordo alla procedura precedentemente descritta e sintetizzata in Fig. 3.24. I risultati delle simulazioni di calcolo condotte sono sintetizzate in Fig. 3.25 in termini di valori medi (per le corrispondenti dieci sequenze) delle dispersioni totali di CO_2 e correlate con deviazioni standard (visualizzate dalla doppia rappresentazione con segmenti verticali) e coefficienti di variazione (CV). Mettendo in relazione le serie di dati con l'estensione della discarica si è potuto ricavare l'ipotetica griglia di campionamento relativa ad ogni serie di dati. L'esame di Fig. 3.25 mostra, al progressivo decrescere dell'ipotetica spaziatura di griglia, lo stabilizzarsi della dispersione totale media di calcolo e, in particolar modo, la sensibile riduzione della deviazione standard e del coefficiente di variazione. Si nota, infatti, un attestarsi dei valori medi di dispersione, deviazione standard e coefficiente di variazione già con spaziature dell'ordine di 20-25 m. Nel caso specifico la spaziatura di 25 m rappresenta il 99% della dispersione totale corrispondente dell'intero set iniziale di 180 dati. Per tale motivo si è stabilito di utilizzare per la campagna di indagine una griglia con spaziatura di circa 20-25 m.

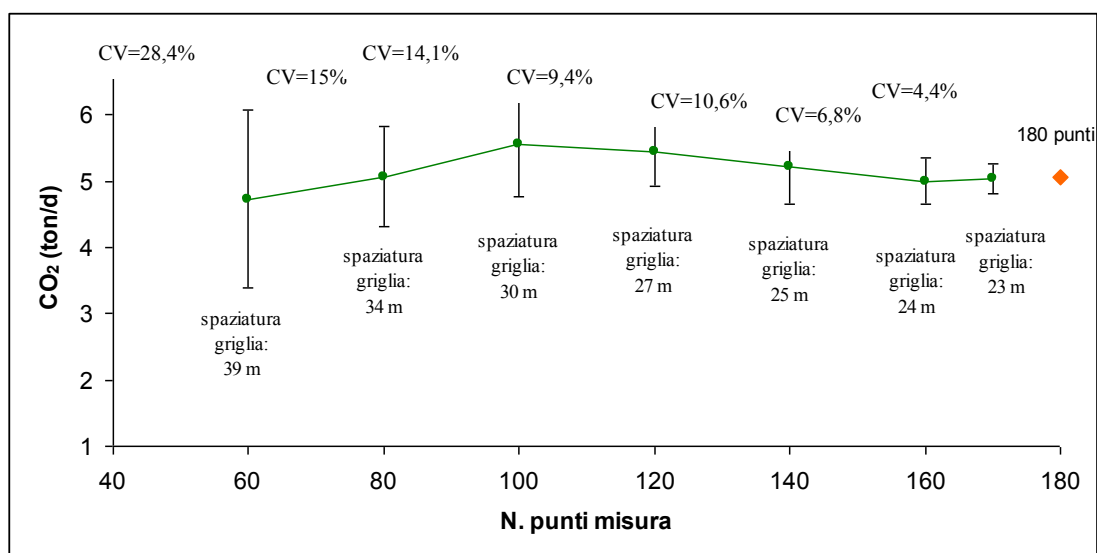


Fig. 3.25: Simulazione di calcolo per l'individuazione della griglia spaziale di campionamento

3.2 Prove sperimentali in scala da laboratorio per la valutazione del potenziale di biometanazione di differenti matrici organiche

3.2.1 Metodi di misura della biodegradabilità anaerobica

La valutazione della biodegradabilità anaerobica di una sostanza organica consente di stabilire la fattibilità dell'impiego del processo di digestione anaerobica, in termini di percentuale di rimozione della sostanza organica e di resa di metanizzazione, ovvero di conservazione dell'energia biochimica della sostanza sottoforma di biogas. Tuttavia, nonostante l'importanza di disporre di metodi precisi e ripetibili affinché tale misura sia effettuata con rigore, si riscontrano in letteratura molteplici alternative metodologiche e strumentali così come numerose condizioni di processo adottate.

La relativa semplicità nella gestione dei processi discontinui ha fatto di questi sistemi un utile mezzo per l'approfondimento delle conoscenze relative ai processi anaerobici. Questi, infatti, sono di difficile studio a causa della complessità della matrice da trattare, le difficoltà nell'individuare gli elementi inibitori e la scarsa conoscenza delle interazioni tra inibitori, costituenti della matrice in digestione e batteri metanigeni (Owen, 1979). È evidente, quindi, come per un corretto dimensionamento ed una adeguata gestione di un digestore anaerobico risulti utile implementare una preliminare fase di ricerca per effettuare indagini mirate, al fine di monitorare tutti i parametri sensibili ed individuare tutti i punti deboli del processo. La necessità di individuare procedure semplici ed economiche per lo sviluppo della fase di ricerca ha trovato risposta nella implementazione di test di digestione anaerobica, condotti in modalità batch, che consistono nella realizzazione di piccoli digestori discontinui nei quali la decomposizione anaerobica della matrice

da analizzare viene condotta in condizioni ideali (Chynoweth, 1993). Mediante questi semplici apparati sperimentali è possibile valutare la reale produzione di metano, anche definita in letteratura come BMP (Biochemical Methane Production, Potenziale Biochimico di Metanizzazione), ovvero la produzione di gas che si osserverebbe per un tempo di degradazione infinito.

Le metodiche standard prevedono che la materia organica sia posta a contatto con un adeguato inoculo di biomassa batterica in condizioni ambientali controllate (in termini di pH, temperatura e potenziale redox con l'eventuale aggiunta di una soluzione diluente di nutrienti, oligoelementi e vitamine per creare le condizioni ottimali per la crescita dei microrganismi) in modo tale che essa venga degradata sviluppando biogas. L'inoculo da utilizzare deve essere una biomassa prelevata da un impianto in scala reale; può essere prelevato da un tradizionale digestore mesofilo della linea fanghi di un depuratore (Owen et al., 1979) come da un digestore termofilo di reflui zootecnici (Hansen et al., 2004). Il rapporto tra materia organica e inoculo, definibile come F/M (Food to Microorganism ratio) influisce sulla durata del processo di digestione (decrescente con F/M), sulla quantità complessiva di biogas prodotto durante la prova (decrescente con F/M), e sull'eventuale sviluppo di fenomeni inibitori dovuti alle sostanze presenti nel campione o ad intermedi di degradazione. Tali aspetti suggerirebbero di limitare il più possibile il valore di F/M, tuttavia valori troppo bassi rendono difficilmente distinguibile la produzione di biogas dall'inoculo da quella legata alla materia organica aggiunta. Durante queste prove è indispensabile che il pH si mantenga nell'intervallo ottimale per la biometanazione, che è intorno a 7, e a tale scopo può risultare necessario, all'avvio della prova, aggiungere alla miscela da digerire un'opportuna soluzione tampone. La temperatura ha grande rilievo, influenzando sia l'attività biologica sia gli equilibri e le trasformazioni chimico-fisiche e dovrà quindi essere accuratamente mantenuta costante. Normalmente, le prove vengono condotte in mesofilia alla temperatura di $35\pm 2^{\circ}\text{C}$ oppure in termofilia alla temperatura di $55\pm 2^{\circ}\text{C}$. I metodi di valutazione del BMP si possono distinguere in quelli basati sulla valutazione della scomparsa dei substrati e quelli basati sulla determinazione dei prodotti di degradazione. I metodi basati sulla misura della scomparsa del substrato richiedono, di norma, determinazioni analitiche complesse, in relazione alla complessità della materia organica in digestione. Le procedure basate sul monitoraggio della produzione di biogas sono certamente più diffuse e possono essere ulteriormente classificate in base al metodo impiegato per la misura del volume prodotto, che può essere effettuata a pressione costante (metodi volumetrici), o a volume costante (metodi manometrici). Il metodo manometrico prevede l'impiego di un reattore batch a volume costante a tenuta, in cui la pressione prodotta dall'evoluzione del biogas nello spazio di testa è valutata mediante un misuratore di pressione, il gas prodotto è periodicamente sfiato. L'andamento della pressione nel tempo, viene poi tradotto in termini di volume di biogas generato dal processo di degradazione. Il limite dei sistemi manometrici è che questi permettono di valutare

solamente la produzione totale di biogas, informazione certamente utile che però non permette di quantificare il BMP. I metodi volumetrici lavorano, invece, a pressione costante e prevedono che il gas prodotto sia sfiatato dal reattore di digestione ed inviato ad un sistema di misura. Il metodo volumetrico più semplice consiste nel collegare lo spazio di testa del reattore ad un pistone graduato o siringa, che eserciti una limitata resistenza all'espansione. Lo spostamento del pistone permette di misurare la quantità di gas prodotto (Owen et al., 1979). In alternativa, sono stati applicati sistemi di misura a spostamento di liquido, in cui il gas prodotto è trasferito in un apposito contenitore dove induce lo spostamento di un equivalente volume di un liquido barriera (Fig. 3.26). In questi sistemi può essere utile scegliere il liquido barriera in modo che esso favorisca la dissoluzione della CO_2 comportandosi da assorbente perfetto di anidride carbonica (ed esempio impiegando una soluzione fortemente alcalina), oppure ne impedisca la dissoluzione (soluzione fortemente acida). Nel primo caso, si misurerà la sola produzione di metano, nel secondo caso si potrà valutare il biogas rilasciato. Con questo sistema è quindi possibile ottenere informazioni relative alla qualità del biogas prodotto. Qualunque sia il sistema adottato, alla fine della prova, viene calcolata la quantità cumulata di metano prodotto che porterà alla determinazione del BMP espresso in termini di Nm^3 di metano (o di biogas) per tonnellata di substrato. (Caffaz et al., 2008).

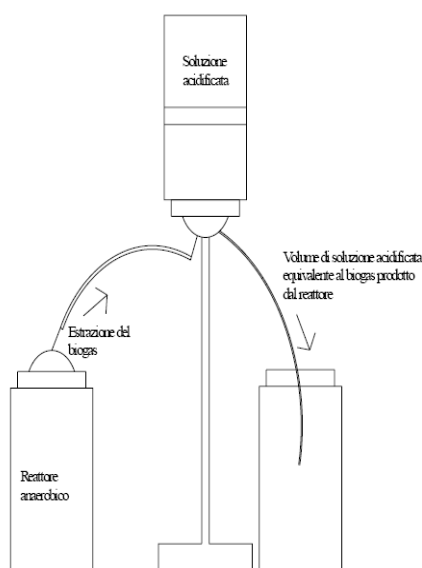


Fig. 3.26 - Esempio metodo volumetrico

3.2.2 Caratterizzazione dei substrati indagati

L'attività sperimentale² per la valutazione del potenziale di biometanazione mediante prove di digestione anaerobica ha riguardato lo studio di matrici specifiche, provenienti dal settore della

² Le prove di biometanazione su FORSU e Fanghi aerobici sono state eseguite presso il Laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale del Dipartimento di Ingegneria Idraulica Geotecnica ed Ambientale dell'Università degli Studi di

gestione dei rifiuti solidi urbani, dai processi di trattamento delle acque reflue ed infine dai comparti agro - alimentare ed industriale; in particolare sono stati condotti test su:

- FORSU, Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (Settore gestione RSU);
- Fango aerobico proveniente dall'impianto di depurazione di Acerra (Trattamento acque reflue);
- Fango aerobico proveniente dall'impianto di depurazione di Nola (Trattamento acque reflue);
- Vinaccioli d'uva (Scarti del comparto agro-alimentare);
- Polverino di cuoio conciato al vegetale (Scarti del comparto industriale).

La FORSU, caratterizzata da un'elevata concentrazione di sostanza organica biodegradabile, è stata ricostruita in laboratorio secondo le percentuali medie della sua composizione (riportate in Tab. 3.1) determinate con riferimento ad una precedente esperienza condotta, avente come oggetto uno studio sulla valorizzazione della frazione organica nei Paesi del Sud del mondo (Panissidi, 2009).

Tab. 3.1 - *Composizione del rifiuto campano, ricostruito in laboratorio*

Componente	Percentuale in peso (%)
Foglie verdi	38
Patate	18,60
Cipolle	10,80
Pomodori	10,80
Banane	8,70
Mela	5,40
Melone	7,60

Una notevole concentrazione di sostanza organica biodegradabile è presente anche nei fanghi provenienti da impianti di trattamento di acque reflui civili, storicamente trattati e stabilizzati mediante processi di digestione anaerobica. In particolare sono stati studiati i fanghi provenienti dall'impianto di depurazione di Acerra, che presenta la fase di digestione anaerobica non attualmente in esercizio. Al fine di stimare la quantità di biogas che si produrrebbe se i digestori fossero in funzione, si sono effettuate prove di digestione anaerobica sui fanghi ispessiti provenienti da tale impianto di depurazione. Inoltre, per avere un termine di comparazione sono state effettuate prove di digestione anaerobica anche sui fanghi provenienti dall'impianto di depurazione di Nola.

Napoli *Federico II*, mentre i test su Vinaccioli d'uva e Polverino di cuoio sono stati condotti presso il Laboratorio di Chimica dell'Ambiente della Facoltà di Scienze e Tecnologie dell'Università degli Studi di Urbino *Carlo Bo*.

I vinaccioli (Fig. 3.27a), ovvero i semi contenuti negli acini di uva, presi in esame in questo studio costituiscono gli scarti della produzione vinicola. In generale sono costituiti prevalentemente da acqua, sostanze lipidiche e polifenoliche, tra cui i tannini. Sono presenti poi proteine, cellulosa, lignina, pectine e altre sostanze. I vinaccioli, possedendo una robusta epidermide ed una particolare forma a cuneo, difficilmente si rompono durante le varie fasi delle lavorazioni. La loro composizione chimica è comunque data per lo più da sostanze grasse (circa il 10%), da tannini (circa il 5%), da sostanze cellulosiche (circa il 50%), da sali minerali (1-2%) e da acqua per il rimanente 30-40% (De Rosa & Castagner, 1994). Dal punto di vista dell'analisi elementare sono costituiti principalmente per il 50,16% da C, e per il 37,94% da O, poi di seguito in ordine decrescente di importanza percentuale da H (6,62%), N (2,17%), S (0,12%) e P (0,08%) (Andreola et al., 2010).

Il polverino di cuoio (Fig. 3.27b), infine, costituisce lo scarto derivante dalle operazioni di confezionamento e finitura di calzature. Si tratta di un materiale non omogeneo in cui sono presenti sia cuoiattoli grossolani sia materiale più fine paragonabile ad una polvere, derivante dalle operazioni di fresatura. Il polverino utilizzato in questo studio, fornito dalla BIOTEC snc di Fermo, deriva da cuoio conciato esclusivamente al vegetale, in modo tale da poter escludere, almeno in via teorica, la presenza di metalli pesanti in concentrazioni superiori ai limiti di nocività per le comunità batteriche responsabili della biodegradazione anaerobica a cui il materiale sarebbe stato sottoposto. Dal punto di vista dell'analisi elementare è costituito principalmente per il 42,45% da C, e per il 38,54% da O, poi di seguito in ordine decrescente di importanza percentuale da H (7,10%), N (6,52%), S (1,12%) e P (0,0079%) (Andreola et al., 2010).

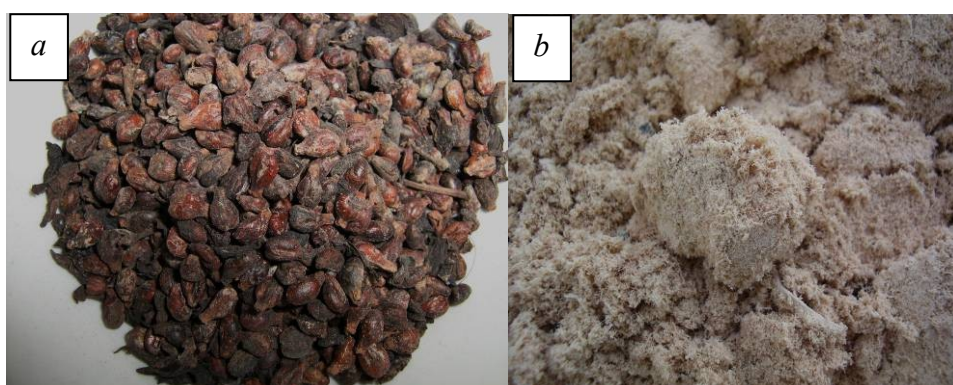


Fig. 3.27 - Matrici investigate: a) Vinaccioli d'uva; b) Polverino di cuoio

Preliminarmente, al fine di una più completa caratterizzazione delle matrici indagate, sono state condotte le seguenti analisi sulla biomassa in ingresso e sull'inoculo da immettere nel reattore:

1. Residuo secco e Umidità percentuale;
2. Solidi volatili (SV) e Ceneri;

3. Carbonio;
4. pH;
5. COD, Azoto totale e Azoto ammoniacale.

1. Per la determinazione del Residuo Secco e quindi dell'umidità percentuale per la FORSU e i Fanghi si è fatto riferimento alle metodiche ufficiali proposte dall'Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA, 1984). Per i Vinaccioli ed il Polverino di cuoio, trattandosi in entrambi i casi di materiale abbastanza secco, solido e con granulometria piuttosto regolare si è scelto, invece, di riferirsi al metodo ISO 11465 (Metodo ufficiale n. II, Supplemento Ordinario G. U. n. 248 del 21. 10. 1999) per la determinazione gravimetrica del contenuto di umidità nei suoli.

Innanzitutto si è provveduto al condizionamento e alla stabilizzazione di 3 capsule in porcellana, ponendole a 105°C in stufa per circa un'ora e, dopo il raffreddamento in essiccatore fino a temperatura ambiente, alla determinazione del loro peso. Poiché in seguito si sarebbe dovuto determinare anche il residuo fisso dei campioni, il peso delle capsule è stato determinato dopo il mantenimento delle stesse anche in muffola a 550°C per circa 30 minuti e successivo raffreddamento, sempre in essiccatore, fino a temperatura ambiente. Successivamente in ciascuna capsula è stata inserita un'aliquota di campione, tale da garantire un residuo minimo compreso tra i 100 e i 250 mg, come indicato dalla metodica ufficiale (*FORSU 50g; Fanghi 100g; Vinaccioli 50; Polverino di cuoio 10g*) e infine le capsule e i campioni sono stati posti in stufa per un tempo utile ad assicurare l'evaporazione di tutta l'acqua in essi contenuta (*FORSU e Fanghi 24 h; Vinaccioli e Polverino 16 h*).

Il residuo secco percentuale ((DR(%)) è stato calcolato secondo la seguente relazione:

$$DR(\%) = \frac{P3 - P1}{P2 - P1} \cdot 100$$

dove:

- P1 = Peso medio della capsula dopo essiccamento a 105°C [g];
- P2 = Peso medio della capsula più aliquota di substrato [g];
- P3 = Peso medio capsula più aliquota di substrato dopo essiccamento a 105°C [g].

I valori P1, P2, e P3 corrispondono alla media dei valori, misurati per ciascuno dei 3 campioni.

Analogamente l'umidità percentuale (U(%)) è stata ricavata con la seguente equazione:

$$U(\%) = \frac{P2 - P3}{P2_c} \cdot 100$$

2. Per la determinazione del contenuto di Solidi Volatili (SV) e di Ceneri per le matrici investigate si è fatto riferimento alle metodiche ufficiali proposte dall'Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA,

1984). Per la determinazione di tale parametro si è quantificata la frazione solida volatile di campione volatilizzata dopo una permanenza per due ore in muffola a 550°C.

Nel caso in esame si è scelto di fare riferimento al contenuto di SV rispetto al peso secco:

$$SV = \frac{P3 - P4}{P3} \cdot 100$$

dove:

- P4= peso medio capsula dopo incenerimento in muffola a 550°C [g].

Analogamente il contenuto di ceneri è stato ricavato mediante la seguente relazione:

$$Ceneri = \frac{P4 - P1}{P3 - P1} \cdot 100$$

3. Per la determinazione del contenuto in carbonio della matrice organica è stata utilizzata la seguente formula empirica (ANPA, 2002):

$$C(\%) = \frac{100 - Ceneri(\%)}{1,8}$$

dove:

- C = contenuto di Carbonio espresso in percentuale;
- Ceneri (%) = contenuto di ceneri in percentuale rispetto al peso secco.

4. Il pH della miscela da digerire è un parametro determinante per la corretta evoluzione del processo. Tenuto conto che durante il processo di digestione, l'intervallo ottimale del pH varia fra 6,5 e 8,2 (Malpei F., 2008), per scongiurare pericoli di inibizione è consigliabile portare il pH della miscela in ingresso ad un valore compreso fra 8 e 8,5 mediante l'aggiunta di una soluzione tampone basica. Nel caso in esame, si è misurato il pH della miscela da digerire mediante utilizzando un elettrodo potenziometrico, preventivamente tarato, e, ove necessario, si è intervenuto con aggiunte progressive di Na₂CO₃ fino a portare il pH al valore di 8.

5. Il fanghi ispessiti provenienti dall'impianto di depurazione di Acerra e dall'impianto di depurazione di Nola, prima di essere sottoposti al processo di digestione anaerobica, sono stati caratterizzati anche in termini di COD, Azoto totale e Azoto ammoniacale. La misura del COD è stata eseguita seguendo la procedura operativa riportata negli *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (1998).

L'Azoto totale è stato misurato mediante l'utilizzo di appositi kit "Merck-Nitrogen/ total cell test": la procedura ha previsto la preventiva disaggregazione del campione e la lettura della concentrazione è stata effettuata allo spettrofotometro. Per l'Azoto ammoniacale è stata effettuata un'analisi di spettrofotometria ad assorbimento molecolare utilizzando il metodo di tipo colorimetrico, noto anche come *metodo di Nessler diretto* (APAT - IRSA/CNR, 2003).

3.2.3 Caratterizzazione degli inoculi

Gli esperimenti sono stati svolti utilizzando come inoculo fango anaerobico prelevato da un impianto in scala reale, preventivamente acclimatato per 48 ore alla temperatura di 35 °C, ovvero la medesima di conduzione delle prove di biometanazione.

Per la determinazione del potenziale BMP di FORSU e Fanghi l'inoculo utilizzato è stato un fango granulare prelevato da un impianto di depurazione anaerobico della provincia di Bologna, tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) per il trattamento di un refluo derivante dalla lavorazione delle patate (*Inoculo A*).

Per la determinazione del potenziale BMP di Vinaccioli e Polverino di cuoio si è invece utilizzato un fango anaerobico proveniente dall'impianto di depurazione di Santa Giustina di Rimini, gestito da Hera S.p.A. Trattandosi di fango misto in uscita dal trattamento anaerobico e prelevato prima dell'ispessimento, è risultato caratterizzato ancora da un elevato contenuto in acqua tanto da apparire allo stato fluido (*Inoculo B*).

Il fango di depurazione, scelto come inoculo più opportuno per la realizzazione delle prove di biometanazione, è stato caratterizzato in termini di umidità percentuale e di tenore in solidi volatili, al fine di ottenere le informazioni necessarie per la determinazione delle quantità di materiale da immettere negli impianti batch. La percentuale di solidi volatili che caratterizza ciascuna matrice e inoculo, infatti, è stata considerata come un'approssimazione della quantità di sostanza organica presente e potenzialmente biodegradabile dalle comunità batteriche presenti nei fanghi di depurazione.

Per la caratterizzazione (determinazione del residuo secco e dei solidi totali fissi) dei fanghi utilizzati come inoculo si è fatto riferimento alle metodiche ufficiali proposte dall'Istituto di Ricerca sulle Acque – cfr. Par. 3.2.2 – (IRSA, 1984)

3.2.4 Impostazione degli impianti

Il monitoraggio qualitativo e quantitativo del biogas prodotto dalla digestione anaerobica dei fanghi è stato possibile attraverso la realizzazione di un impianto costituito da reattori batch nei quali la lettura dei volumi di gas prodotti è avvenuta mediante metodo volumetrico (cfr. Par.3.2.1.). Trattandosi di prove preliminari per verificare le potenzialità di produzione di biogas delle matrici selezionate, si è scelto di implementare soluzioni di processo e impiantistiche semplici e a basso costo, con la consapevolezza che tali scelte non avrebbero consentito un controllo accurato e

continuo di tutti i parametri di processo, come ad esempio nel caso del pH, ma tuttavia avrebbero permesso la messa a punto di un dispositivo idoneo alla realizzazione di prove ripetibili.

Ciascun sistema di produzione - misura realizzato è stato costituito da una *bottiglia di reazione*, un sistema per la *fuoriuscita* e il *convogliamento* del biogas prodotto e accumulato nello spazio di testa e una *bottiglia di misurazione*.

Per la conduzione dei processi anaerobici di biodegradazione della FORSU e dei Fanghi (Fig. 3.28a), sono state utilizzate come reattori bottiglie Schott Duran GL45 di capacità 1000 ml ciascuna, in vetro pyrex trasparente, provviste di tappo a vite in PBT (polibutilentereftalato) dotato di apertura, quest'ultima chiusa con un setto in silicone trasparente (Fig. 3.28b) dello spessore di circa 8 mm (prodotto da Microglass S.r.l., Napoli).

Per la conduzione dei processi anaerobici di biodegradazione dei Vinaccioli e del Polverino di cuoio, sono state utilizzate come reattori bottiglie Schott Duran GL45 di capacità 1000 ml ciascuna, in vetro pyrex trasparente, provviste di tappo a vite in PP (polipropilene), senza apertura, intervento migliorativo apportato per evitare eventuali fuoriuscite di biogas causate da micro fori formati nel setto per il continuo inserimento (e successiva rimozione) dell'ago per la connessione alla bottiglia di misurazione. I tappi sono stati forati centralmente per consentire l'inserimento di un deflussore (Euroset 34 - Eurospital) da flebo in PVC con la funzione di raccolta e convogliamento del biogas alla bottiglia di misurazione. Per sigillare lo spazio tra i bordi del foro e il supporto è stata utilizzata colla a presa rapida facendo attenzione che quest'ultima, colando, non andasse ad ostruire il foro di ingresso al deflussore.

Analogamente per la misura del biogas prodotto sono state utilizzate bottiglie in vetro pyrex trasparente, sempre Schott Duran GL45, con tappi a vite in PBT (polibutilentereftalato) provvisti di apertura e setto in silicone trasparente.

Per l'ingresso del biogas nella bottiglia di misurazione è stato inserito un ago ipodermico semplice (0,80 x 40 mm) montato su un deflussore con *roller luer* e valvola antiriflusso (set infusione con *roller* senza ago, Farmac Zabban S.p.A.), includente il connettore a Y, normalmente destinato alle iniezioni, necessario in previsione di effettuare prelievi con siringa da gas per analisi con GC-FID (Fig. 3.28c). Per consentire la fuoriuscita del liquido barriera è stato inserito un secondo ago, con medesime dimensioni di quello per l'ingresso del gas, nel setto in silicone di chiusura della bottiglia. La soluzione fuoriuscita (di HCl o NaOH a seconda che si volesse misurare il biogas tale quale o il metano) è stata raccolta in un cilindro tarato e la periodica lettura del volume standardizzato alla temperatura di 0°C ha fornito la misura del volume di gas (Fig. 3.28d).

Per garantire la stabilità della temperatura di processo ciascuna batteria di bottiglie di reazione è stata immersa in una vasca in PVC provvista di coperchio e riempita di acqua di rete. In ciascuna vasca sono stati posti sul fondo e parallelamente alle file di bottiglie due termoriscaldatori

(Protherm 100W EU, Hydor –ITA) completamente immersi, tarati a 35°C, con lo scopo di garantire un'uniformità quanto più elevata nella distribuzione del calore.

Per lo svolgimento dei test su Vinaccioli e Polverino di cuoio è stato necessario dover coibentare la vasca contenente le bottiglie di reazione innanzitutto con una copertura costituita da lana sintetica, utilizzata comunemente in edilizia, e successivamente incapsulando la vasca così coibentata in un contenitore in polistirolo espanso specifico per l'isolamento termico, provvisto di coperchio (Fig. 3.28e). In questo modo si è ottenuto un innalzamento della temperatura media all'interno della vasca ed una minore oscillazione di tale parametro in funzione delle variazioni di temperatura nel laboratorio in cui i test sono stati condotti (dovute principalmente allo spegnimento dell'impianto di riscaldamento nei periodi notturni e di chiusura della struttura).

Durante l'esecuzione delle prove si è fornita alle bottiglie di reazione un'agitazione di tipo manuale, che ha avuto l'importante funzione di evitare la formazione, all'interno del reattore, della crosta in corrispondenza del pelo libero della miscela in digestione. In genere, infatti, l'agitazione meccanica migliora la fase di idrolisi e pertanto le successive di acetogenesi e metanogenesi; tuttavia, anche senza agitazione, il pH si mantiene sufficientemente alto da non inibire la produzione di metano (Tab. 3.2). Ai fini dello svolgimento delle prove si è ritenuta pertanto la sola agitazione manuale più che sufficiente allo scopo.

Per ciascun substrato sono stati effettuati test in triplo, fino a quando non si è esaurita la produzione di biogas. L'estrazione periodica del gas è stata un'operazione necessaria per prevenire possibili perdite o esplosioni dovute all'eccessiva sovrappressione interna alle bottiglie di reazione.

Tab. 3.2 - *Effetti dell'agitazione meccanica sul pH (fonte: Jash, 1995)*

<i>Tempo di digestione (giorni)</i>	<i>Agitazione rpm = 80 pH</i>	<i>Agitazione rpm = 150 pH</i>	<i>Senza agitazione pH</i>
0	7,2	7,2	7,2
7	6,3	4,6	5,65
14	6,55	4,9	6,4
21	6,55	5,2	6,95
28	6,95	5,7	7,1

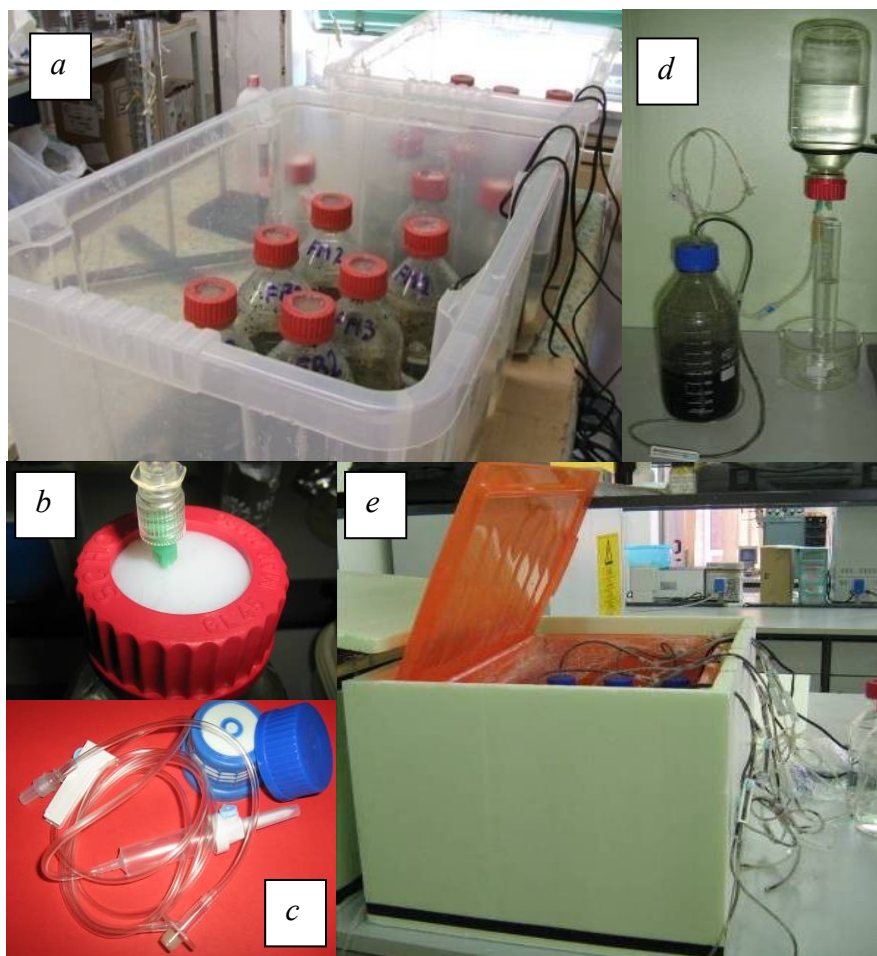


Fig. 3.28 - *Impostazione degli impianti: a) Bottiglie di reazione utilizzate nella valutazione del BMP di FORSU e Fanghi, caratterizzate da tappi provvisti di apertura; b) Setto in silicone - particolare; c) Set di infusione con roller senza ago; d) Sistema produzione - misura con cilindro per la raccolta del liquido - barriera; e) Coibentazione vasca per esecuzione prove su Vinaccioli e Polverino di cuoio*

3.2.5 Preparazione delle matrici in ingresso

Per la preparazione delle miscele di substrato e inoculo da sottoporre a digestione anaerobica nelle diverse linee di sperimentazione si è scelto di mantenere costante un determinato rapporto F/M tra matrice organica e inoculo (cfr. Par. 3.2.1), ovvero tra solidi volatili di matrice immessi e solidi volatili di inoculo. All'interno di ogni singolo reattore è stato aggiunto al substrato una certa quantità di inoculo, una soluzione tampone ed acqua di rete. La soluzione tampone utilizzata è stata il carbonato di sodio (Na_2CO_3) aggiunta in quantità tale da portare il pH iniziale a valori pari a 8-8,3 (cfr. Par. 3.2.2). Lo scopo di questo aggiustamento, basato sull'effetto tampone del Na_2CO_3 in soluzione, è stato quello di evitare un eccessivo abbassamento del pH nelle prime fasi di digestione anaerobica che avrebbe causato un rallentamento o un blocco totale del processo di

biodegradazione. L'acqua di rete è stata aggiunta al fine di far sviluppare nel reattore una digestione anaerobica di tipo *wet*.

In particolare per la sperimentazione su FORSU, Vinaccioli e Polverino di cuoio si è optato per un rapporto 2:1 tra SV di substrato e SV di inoculo al fine di dare maggior peso alla produzione di biogas proveniente dal materiale da testare rispetto a quella attribuibile al solo inoculo. E' importante infatti considerare che l'energia ottenuta in co-digestione è maggiore del 60% rispetto a quella del substrato singolo (Parawira, 2008).

Nel caso dei Fanghi la quantità di inoculo aggiunta è stata circa il 20% in SV, sufficiente a garantire l'innesco del processo di digestione anaerobica.

Il calcolo dei quantitativi (Tab. 3.3, 3.4, 3.6, 3.7) è stato eseguito noti (dopo la caratterizzazione) i valori caratteristici per ciascuna matrice e per il fango anaerobico di umidità e solidi volatili totali percentuali sul peso totale ed in modo tale da mantenere i volumi delle diverse miscele intorno ai 500 ml, affinché in ciascuna bottiglia di reazione fosse garantito un sufficiente spazio di testa libero per l'accumulo del biogas eventualmente prodotto. Come base di calcolo sono state utilizzate le seguenti relazioni:

$$SV^* = \frac{100 - U\%}{100} \cdot SV_s$$

$$SV_i = \frac{SV_m}{2}$$

$$I = \frac{SV_i \cdot 100}{SV_i^*}$$

dove:

- $SV^* = SV$ in 100 g di matrice/inoculo [g];
- $U\% =$ Umidità media percentuale;
- $SV_s = SV$ percentuali sul peso secco (%);
- $SV_i = SV$ di inoculo richiesti dati i SV di matrice per mantenere un rapporto 2:1 $SV_m:SV_i$ [g];
- $SV_m = SV$ di matrice richiesti [g];
- $I =$ Inoculo richiesto dati i SV di matrice [g];
- $SV_i^* = SV$ in 100g di inoculo [g].

Tab. 3.3 - Composizione reattori FORSU (FM = bottiglie per la misura di metano; FB = bottiglie per la misura di biogas)

Codice Bottiglie	FORSU [g]	Inoculo [g]	Na ₂ CO ₃ [g]	pH
FM1	140	69	0,3939	8,2
FM2	140	69	0,5253	8,5
FM3	140	69	0,4377	8,4
FB1	140	69	0,6683	8,2
FB2	140	69	0,9329	8,7
FB3	140	69	0,4377	8,3

Tab. 3.4 - Composizione reattori Fanghi (AM = bottiglie per la misura di metano dal fango di Acerra; AB = bottiglie per la misura di biogas dal fango di Acerra; NM = bottiglie per la misura di metano dal fango di Nola; NB = bottiglie per la misura di biogas dal fango di Nola)

	Codice Bottiglie	Fango [ml]	Inoculo [g]	Na ₂ CO ₃ [g]	pH
FANGO ACERRA	AM1	250	17	0,3501	8,2
	AM2	250	17	0,4916	8,1
	AM3	250	17	0,4714	8,1
	AB1	250	17	0,4355	8,2
	AB2	250	17	0,4851	8,1
	AB3	250	17	0,5223	8,2
FANGO NOLA	NM1	250	11	0,4377	8,1
	NM2	250	11	0,3501	8,2
	NM3	250	11	0,3937	8,1
	NB1	250	11	0,4814	8,1
	NB2	250	11	0,4539	8,2
	NB3	250	11	0,3629	8,0

Sono stati inoltre considerati altri 4 reattori destinati alla misurazione del biogas e del metano prodotti dal solo inoculo (del tipo utilizzato per la valutazione del potenziale di biometanazione di FORSU e Fanghi). In questo caso avendo misurato un valore di pH di circa 8, non è stata aggiunta nessuna soluzione tampone (Tab. 3.5).

Tab. 3.5 - *Composizione reattori inoculo (IM = bottiglie per la misura di metano dall'inoculo; IB = bottiglie per la misura di biogas dall'inoculo)*

Codice Bottiglie	Inoculo [g]	Acqua di rete [ml]	pH
IM1	100	500	8,1
IM2	100	500	8,0
IB1	100	500	8,1
IB2	100	500	8,2

Tab. 3.6 - *Composizione reattori Vinaccioli d'uva, preventivamente pestati (VM = bottiglie per la misura di metano; VB = bottiglie per la misura di biogas)*

Codice Bottiglie	Vinaccioli [g]	Inoculo [g]	pH
VM1	25	483	8,2
VM2	25	483	8,3
VM3	25	483	8,4
VB1	25	483	8,8
VB2	25	483	8,1
VB3	25	483	8,0

Tab. 3.7 - *Composizione reattori Polverino di cuoio (PM = bottiglie per la misura di metano; PB = bottiglie per la misura di biogas)*

Codice Bottiglie	Vinaccioli [g]	Inoculo [g]	pH
PM1	25	572	8,0
PM2	25	572	8,1
PM3	25	572	8,1
PB1	25	572	8,1
PB2	25	572	8,0
PB3	25	572	8,0

Per quel che riguarda le bottiglie di reazione per l'inoculo utilizzato nella determinazione del potenziale di biometanazione di Vinaccioli e Polverino di cuoio, è stato previsto, in una prima fase, un contenuto di 250 g di fango di inoculo, portato poi ad un volume di 500 ml con acqua di rete. Successivamente si è scelto di aumentare la quantità di fango fino a 483 g, e di non aggiungere acqua di rete, data la natura sostanzialmente liquida dell'inoculo in esame.

3.2.6 Analisi durante il processo

La scansione temporale delle diverse fasi del processo per ciascun substrato analizzato può essere schematizzata in tre stadi: acclimatazione dei fanghi, fase produttiva iniziale, fase produttiva finale. Come già descritto precedentemente (cfr. Par. 3.2.3) la prima fase di acclimatazione dei fanghi, o meglio delle comunità batteriche in essi contenute, è avvenuta alla temperatura di processo, per un tempo di 48 ore.

L'intero periodo di produzione vera e propria di biogas è stato preliminarmente distinto in due fasi: un primo lasso di tempo, dell'ordine di due settimane circa, caratterizzato da un'elevata produzione, durante il quale lo svuotamento, e quindi la misurazione del gas accumulatosi nello spazio di testa, è stata giornaliera, e un secondo periodo caratterizzato da un rallentamento delle reazioni in cui la frequenza delle misurazioni è stata ridotta (ogni 2-3 giorni).

È stata preventivata una durata operativa di ciascuna linea di 30-40 giorni, in relazione anche ai dati disponibili in letteratura circa i tempi necessari per il completamento di processi a regime mesofilo e in batch.

Temperatura bagno

Si è provveduto al monitoraggio della temperatura del bagno termostato mediante termometro al mercurio, durante lo svolgimento delle prove su FORSU e Fanghi, mentre durante la determinazione del potenziale di biometanazione di Vinaccioli d'uva e Polverino di cuoio le misurazioni della temperatura all'interno delle vasche sono state condotte utilizzando una termocoppia (Digital thermometer 871A, Tegam -USA).

Temperatura laboratorio

La temperatura ambiente del laboratorio è stata misurata, in contemporanea con le misurazioni del biogas, mediante l'ausilio di un termometro al mercurio durante lo svolgimento delle prove su FORSU e Fanghi, mentre durante la determinazione del potenziale di biometanazione di Vinaccioli d'uva e Polverino di cuoio le misurazioni della temperatura all'interno delle vasche sono state condotte utilizzando una termocoppia (Digital thermometer 871A, Tegam -USA).

Produzione di biogas e metano

Il metodo utilizzato per il monitoraggio della produzione di biogas e metano è quello volumetrico che, come già detto, permette di ottenere informazioni relative alla qualità e quantità del biogas prodotto.

Nell'impianto, per la misura del biogas, è stata utilizzata una soluzione di acido cloridrico a pH 2 al fine di evitare ogni tipo di dissoluzione di gas; per la misurazione di metano invece, si è ricorsi ad una soluzione basica (NaOH al 2%), che, solubilizzando la CO₂ del biogas, consente di rilevare il solo metano generato dalla digestione. Le letture sono state effettuate con cadenza variabile in relazione alla fase produttiva.

I dati così ottenuti sono stati utilizzati per il calcolo della produzione specifica di gas (SGP, Specific Gas Production) di ciascuna matrice. Data la produzione totale di biogas o metano per ogni matrice, ottenuta dalla media delle produzioni delle singole bottiglie di reazione per ciascuna matrice, la SGP è stata calcolata utilizzando la seguente relazione matematica:

$$SGP = \frac{V_g}{SV_i}$$

dove:

- SGP = Produzione specifica di gas [Nml g⁻¹];
- V_g = Volume totale normalizzato (0°C, 1 atm) di biogas/metano prodotto nel corso della sperimentazione [Nml];
- SV_i = Solidi volatili contenuti inizialmente nella miscela substrato-inoculo [g].

È stato tuttavia necessario depurare di volta in volta i dati ottenuti dalla sperimentazione di ciascun substrato dai volumi di gas prodotti dall'inoculo presente nei reattori attraverso la seguente relazione:

$$SGP_{substrato} = \frac{V_{tot} - SGP_{fangio} \cdot SV_{fangio}}{SV_{substrato}}$$

dove:

- V_{tot} = Volume totale cumulato prodotto nei reattori [Nml];
- SGP_{fangio} = Produzione specifica di gas del solo inoculo [Nml g⁻¹];
- SV_{fangio} = Quantità di Solidi Volatili dell'inoculo introdotti in ciascun reattore [g].

Variazione di peso

Mediante l'ausilio di una bilancia di precisione è stato determinato il peso del reattore prima dell'avvio della prova e al termine della stessa. La differenza fra le due misure ha determinato la perdita di peso dovuta al processo di digestione.

3.2.7 Analisi sul digestato

I fanghi prodotti dal processo di depurazione delle acque reflue urbane sono da tempo utilizzati come fertilizzanti in agricoltura, considerato il loro buon contenuto di sostanze organiche e di minerali come azoto, fosforo e potassio, indispensabili alla fertilità vegetale. Il riutilizzo agronomico dei fanghi è una valida soluzione al problema dello smaltimento ed è interessante per l'efficacia agronomica ed economica, in quanto sostituisce quasi completamente la concimazione chimica o altri tipi di concimazione organica. Pertanto, relativamente al digestato della matrice

Fanghi sono stati analizzati i seguenti parametri: Solidi Totali, Solidi Volatili, COD, Azoto Totale, Azoto Ammoniacale, pH e contenuto di umidità, inoltre è stata effettuata anche una analisi dei metalli pesanti. Ogni campione è stato analizzato mediante assorbimento atomico con spettrofotometro (GBC AVANTA, Melbourne, Australia) per determinare la concentrazione di Al, Cd, Cr, Fe, Mn, , Ni, Pb, Cu e Zn.

Per le altre matrici sono stati determinati i Solidi Volatili al fine di calcolare l'efficienza di rimozione del processo di digestione anaerobica.

L'equazione per il calcolo dell'efficienza di rimozione utilizzata è stata la seguente:

$$\eta\% = \frac{SV_i - SV_f}{SV_i} \cdot 100$$

dove:

- $\eta\%$ = Efficienza di rimozione del substrato rispetto ai Solidi Volatili;
- SV_i = Solidi Volatili complessivi miscela/bianco iniziale [g];
- SV_f = Solidi Volatili complessivi digestato [g].

CAPITOLO QUARTO

Risultati e discussione delle attività sperimentali

4.1 Elaborazioni geostatistiche e mappatura areale dati di flusso rilevati presso il sito di discarica

Le misure di flusso ottenute a seguito di un monitoraggio triennale del sito di discarica descritto nel precedente Capitolo (cfr. Cap. 3.1.2) sono state elaborate dapprima mediante un'analisi statistica preliminare grazie alla quale è stato possibile ottenere un primo confronto tra i dati puntuali di flusso registrati per ogni bacino e osservare il range di variazione dei flussi. Successivamente, tramite elaborazione geostatistica di detti dati puntuali, è stato possibile valutare i volumi di emissione per i singoli bacini e costruire delle mappe areali di flusso con la finalità di evidenziare le zone di maggiore emissione. Inoltre, avendo a disposizione i volumi di emissione e i dati gestionali della discarica riguardanti il biogas captato, è stato possibile calcolare un ipotetico, seppure incompleto, bilancio volumetrico di biogas per la discarica oggetto di studio. Si è potuta così valutare l'efficienza dell'intero sistema di captazione del biogas. È difatti auspicabile la messa in opera di nuovi pozzi di captazione allo scopo di ottimizzare il recupero del biogas prodotto.

4.1.1 Elaborazione statistica dei dati di flusso emessi dal corpo discarica

Nelle Tabb. 4.1 e 4.2 sono riportati i dati preliminari relativi ai valori puntuali di flusso delle campagne di monitoraggio effettuate, elaborati per ciascun settore areale della discarica. Per tutte le serie di dati sono state calcolate alcune semplici misure statistiche descrittive (n. dati, media, deviazione standard, coefficiente di variazione, min, max, mediana).

Dalle indagini condotte nel triennio di osservazione si sono rilevati flussi puntuali fino ad un massimo di $13.106,74 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ per la CO_2 , mentre per il metano i flussi rientrano in un range compreso tra 0 e $3.798,02 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, coerentemente con quanto riportato da testi di letteratura scientifica internazionale che presentano l'ampio range $0,0002 - >4000 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ rappresentativo per le emissioni di metano diffuse da una discarica (Bogner et al., 1997; Mosher et al., 1999).

I flussi registrati nel 2010, così come quelli degli anni precedenti, mostrano un'elevata variabilità: il flusso massimo per la campagna del 2010 è risultato per la CO_2 all'interno del *Sotto-Bacino 2A* pari al valore $4.444,17 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ rispetto al valore medio di $221,24 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, e per il CH_4 pari al valore massimo di $1.094,95 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ registrato sempre nel *Sotto-Bacino 2A*, con media di $68,28 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Tab. 4.2 - Misure statistiche descrittive relative alla CO₂ (DS= Deviazione Standard; CV = Coefficiente di Variazione)

Indagine annua		N. dati	ϕ medio [g m ⁻² d ⁻¹]	σ [g m ⁻² d ⁻¹]	CV [%]	ϕ min [g m ⁻² d ⁻¹]	ϕ max [g m ⁻² d ⁻¹]	ϕ mediana [g m ⁻² d ⁻¹]
2008	Bacino "1"	78	43,36	285,04	657,4	0,14	2.518,80	3,73
	Sotto-Bacino "2A"	78	803,91	2.484,88	309,1	0,00	13.106,74	8,44
	Sotto-Bacino "2 B"	31	283,54	960,85	338,9	0,14	4.835,06	7,47
	Bacino "3"	81	646,96	1.747,12	270,0	0,00	12.166,39	85,16
	Fascia esterna	29	48,66	56,12	115,3	0,99	263,09	13,59
2009	Bacino "1"	80	41,39	173,40	418,9	0,16	1.476,78	7,64
	Sotto-Bacino "2 A"	49	92,44	432,96	468,4	0,00	3.017,47	6,31
	Sotto-Bacino "2 B"	50	34,15	110,52	323,6	0,00	745,80	7,00
	Bacino "3"	92	358,38	938,83	262,0	0,00	5.724,53	70,93
	Fascia esterna	41	23,85	56,28	236,0	0,00	347,97	8,95
2010	Bacino "1"	83	32,46	30,25	93,2	1,35	180,70	23,56
	Sotto-Bacino "2 A"	91	110,30	575,57	521,8	0,00	4.444,17	2,63
	Sotto-Bacino "2 B"	34	23,50	103,87	442,0	0,00	610,30	3,14
	Bacino "3"	135	177,72	524,42	295,1	0,00	3.711,68	15,50
	Fascia esterna	47	15,75	20,78	132,0	0,25	112,74	11,09

CO₂: Particolarità per Bacino 2A Anno 2010:

Indagine annua		N. dati	ϕ medio [g m ⁻² d ⁻¹]	σ [g m ⁻² d ⁻¹]	CV [%]	ϕ min [g m ⁻² d ⁻¹]	ϕ max [g m ⁻² d ⁻¹]	ϕ mediana [g m ⁻² d ⁻¹]
2010	Sotto-Bacino "2 A" totale	91	110,30	575,57	521,8	0,00	4.444,17	2,63
	Sotto-Bacino "2 A" con telo	44	221,24	817,79	369,6	0,01	4.444,17	0,97
	Sotto-Bacino "2 A" zona Fanghi	47	6,45	13,89	215,39	0,01	96,63	4,70

Tab. 4.3 - Misure statistiche descrittive relative al CH₄ (DS= Deviazione Standard; CV = Coefficiente di Variazione)

Indagine annua		N. dati	ϕ medio [g m ⁻² d ⁻¹]	σ [g m ⁻² d ⁻¹]	CV [%]	ϕ min [g m ⁻² d ⁻¹]	ϕ max [g m ⁻² d ⁻¹]	ϕ mediana [g m ⁻² d ⁻¹]
2008	Bacino "1"	78	7,50	7,18	95,7	0,05	47,28	5,01
	Sotto-Bacino "2A"	78	170,40	586,67	344,3	0,00	3.798,02	4,67
	Sotto-Bacino "2 B"	31	52,47	158,65	302,4	0,44	761,10	4,43
	Bacino "3"	81	146,99	438,66	298,4	0,00	2.642,65	19,31
	Fascia esterna	29	6,01	6,93	115,3	0,00	28,96	5,02
2009	Bacino "1"	80	36,04	277,10	768,9	0,00	2.483,34	4,80
	Sotto-Bacino "2 A"	49	17,11	43,76	255,8	0,00	227,14	4,44
	Sotto-Bacino "2 B"	50	9,47	13,83	146,0	1,06	89,50	5,42
	Bacino "3"	92	91,95	259,16	281,8	0,00	1.808,54	12,45
	Fascia esterna	41	20,98	110,75	527,9	0,00	712,65	2,98
2010	Bacino "1"	83	2,34	1,73	74,1	0,00	8,00	2,06
	Sotto-Bacino "2 A"	91	35,05	158,03	450,9	0,00	1.094,95	2,72
	Sotto-Bacino "2 B"	34	24,40	121,39	497,6	0,33	711,34	3,61
	Bacino "3"	135	67,77	199,97	295,1	0,00	1.131,51	4,02
	Fascia esterna	47	2,58	0,89	34,5	0,26	4,23	2,67

CH₄: Particolarità per Bacino 2A Anno 2010:

Indagine annua		N. dati	ϕ medio [g m ⁻² d ⁻¹]	σ [g m ⁻² d ⁻¹]	CV [%]	ϕ min [g m ⁻² d ⁻¹]	ϕ max [g m ⁻² d ⁻¹]	ϕ mediana [g m ⁻² d ⁻¹]
2010	Sotto-Bacino "2 A" totale	91	35,05	158,03	450,9	0,00	1.094,95	2,72
	Sotto-Bacino "2 A" con telo	44	68,28	223,78	327,8	0,01	1.094,95	2,01
	Sotto-Bacino "2 A" zona Fanghi	47	3,95	2,32	58,9	0,01	10,34	3,78

Anche nella campagna del 2008 i flussi di biogas più elevati erano stati rilevati all'interno del *Bacino 2*.

Questi tuttavia risultavano nettamente superiori, in termini di flusso massimo e flusso medio, con coefficiente di variazione minore, rispetto alla campagna del 2010. Nella campagna del 2009 invece, il flusso massimo è risultato per la CO₂ all'interno del *Bacino 3* pari al valore di 5.724,53 g m⁻²d⁻¹ rispetto al valore medio di 358,38 g m⁻²d⁻¹, e per il CH₄ pari al valore massimo di 2.483,34 g m⁻²d⁻¹ registrato all'interno del *Bacino 1*, con media di 36,04 g m⁻²d⁻¹.

Un importante indice da osservare in detta tabella è il coefficiente di variazione. Questo indicatore statistico, dato dal rapporto tra la media e la deviazione standard, è un parametro importante per effettuare confronti tra distribuzioni diverse, in quanto tiene conto della media della distribuzione. Gli alti valori registrati nei vari settori areali della discarica danno evidenza statistica dell'attesa variabilità spaziale delle emissioni puntuali di gas da discarica (Börjesson et al., 2000).

I valori più elevati in termini di flusso medio e massimo per il metano all'interno del *Bacino 1* rilevati nella campagna del 2009, rispetto a quelli del 2008, possono essere originati dalla chiusura di due sottostazioni di estrazione biogas (SRB e SRC) relative a tale bacino durante le giornate di conduzione della campagna d'indagine. Globalmente, considerando tutti e tre gli anni di indagine, si può tuttavia affermare che si osserva una riduzione dei flussi medi emessi, sia per quanto riguarda la CO₂ che il CH₄. Tale andamento è riscontrabile anche per il *Bacino 3* che vede una progressiva diminuzione sia nel flusso di CO₂ che in quello di CH₄.

Più complessa appare l'analisi dei flussi per il *Bacino 2A*, per il quale si può osservare una diminuzione nei flussi medi emessi per l'anno 2009 e un successivo incremento per l'anno 2010; ciò può essere spiegato considerando l'assenza prolungata di precipitazioni nei giorni precedenti alla campagna 2009, che può aver comportato un rallentamento della fase di metanogenesi e, quindi, dell'emissione di biogas essendo essa influenzata anche dal contenuto di umidità nei rifiuti.

Nelle Figure 4.1 e 4.2 sono riportati gli istogrammi relativi all'analisi delle frequenze dei flussi rispettivamente per la CO₂ e CH₄ nel triennio di osservazione del sito di discarica. Dall'analisi dei valori risulta che, per ciascuna campagna d'indagine, la maggior parte dei campioni di CO₂ presenta

valori di flusso variabili tra 0 e 500 $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, mentre per il metano i flussi sono in gran parte variabili tra 0 e 10 $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

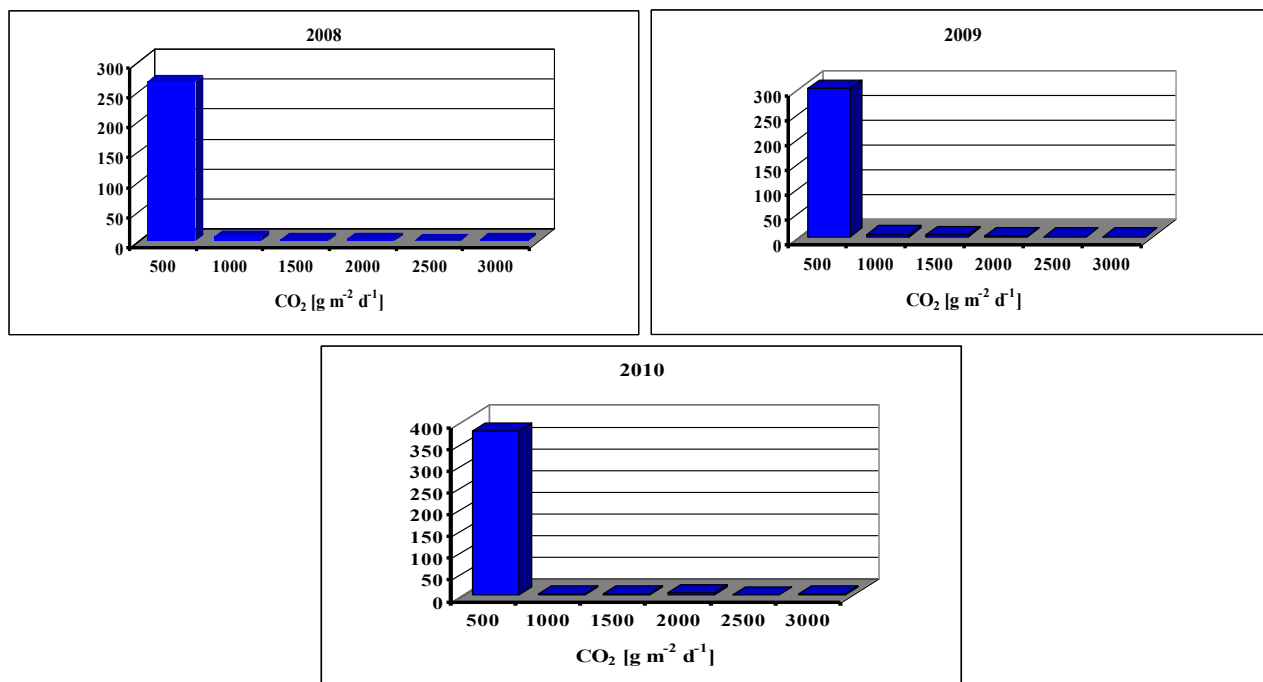


Fig. 4.1 - Istogrammi del flusso di anidride carbonica per l'intero corpo della discarica per anno

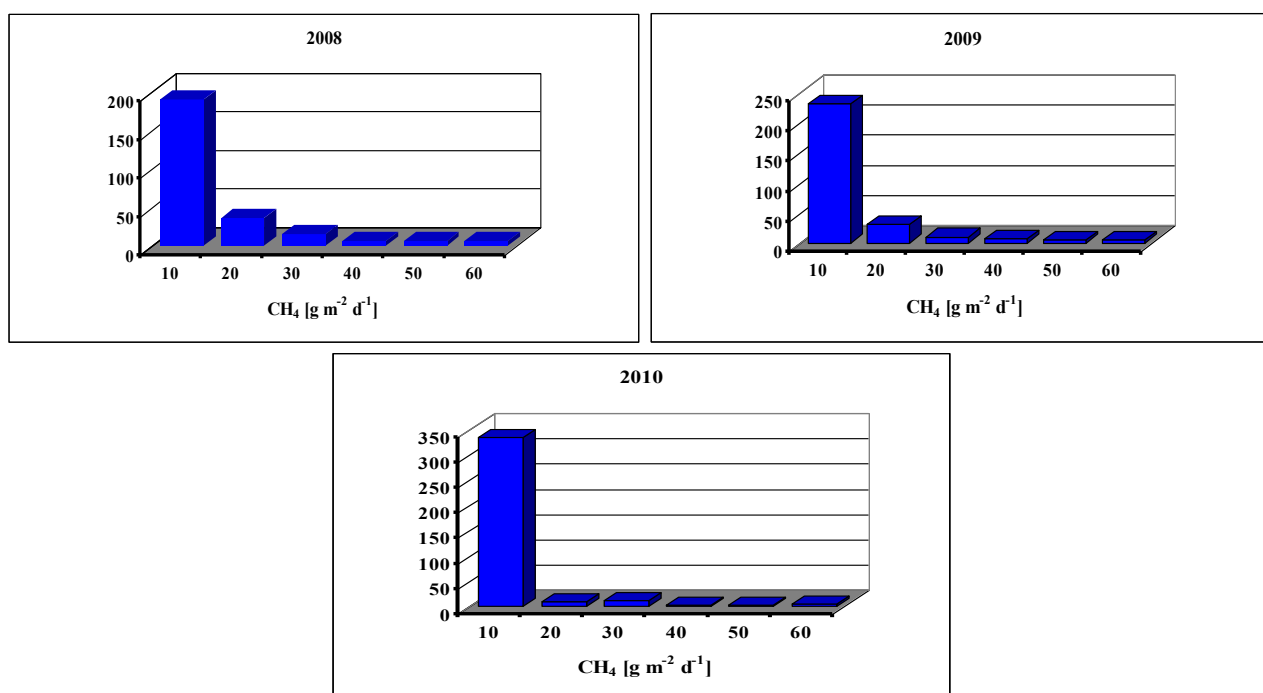


Fig. 4.2 - Istogrammi del flusso di metano per l'intero corpo della discarica per anno

Nelle Figure 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 e 4.8 sono riportati gli istogrammi relativi all'analisi delle frequenze dei flussi rispettivamente per CO₂ e CH₄ riguardanti il 2008, 2009 e 2010 per i singoli bacini della discarica. Anche in questo caso è possibile osservare come i flussi siano preponderanti in un range compreso tra 0 e 500 $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ per la CO₂ e tra 0 e 10 $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ per il CH₄. Inoltre, è

possibile osservare come la distribuzione dei flussi presenti una maggiore variabilità nel caso del *Bacino 3*.

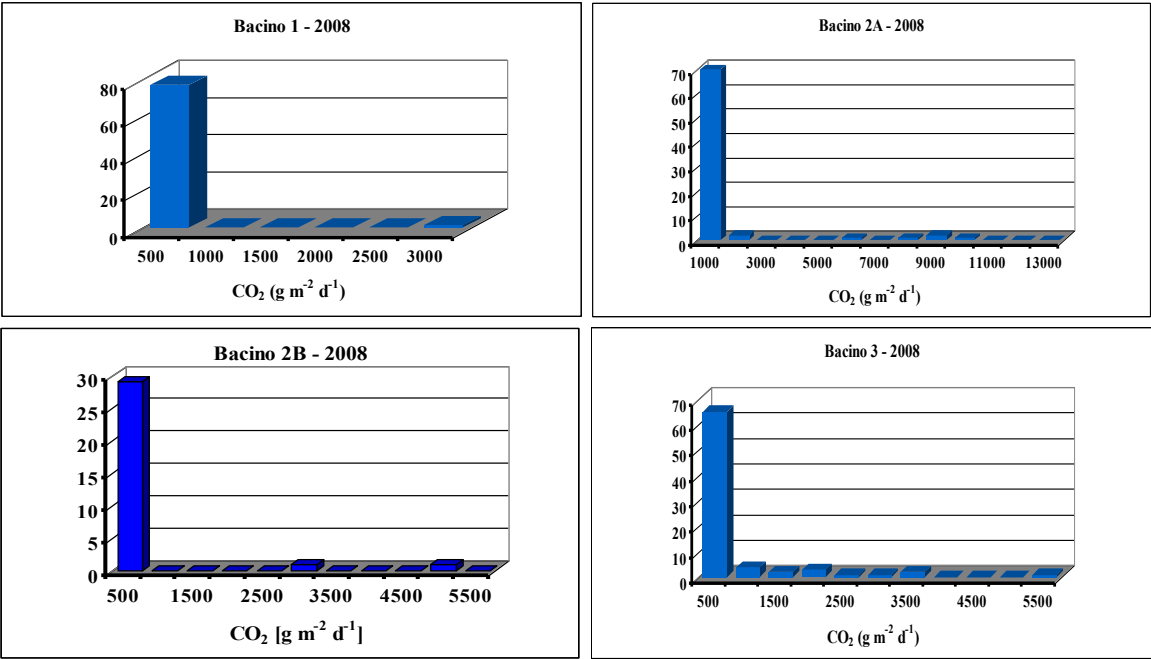


Fig. 4.3 - Istogrammi del flusso di anidride carbonica relativo all'anno 2008 per i singoli bacini

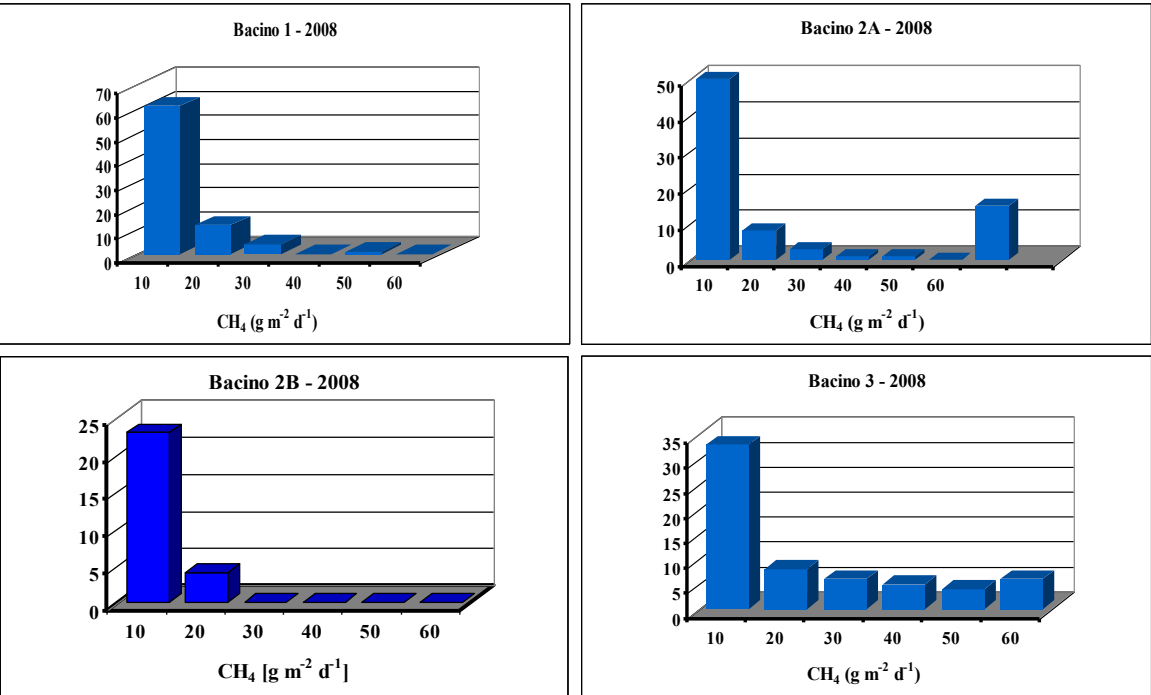


Fig. 4.4 - Istogrammi del flusso di metano relativo all'anno 2008 per i singoli bacini

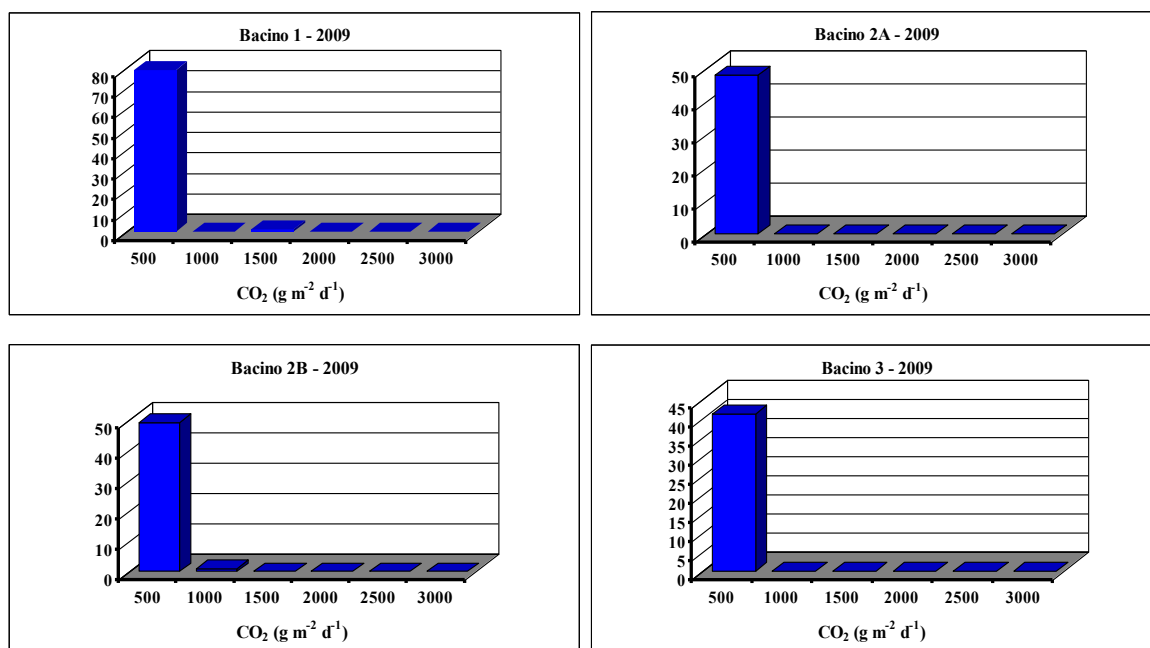


Fig. 4.5 - Istogrammi del flusso di anidride carbonica relativo all'anno 2009 per i singoli bacini

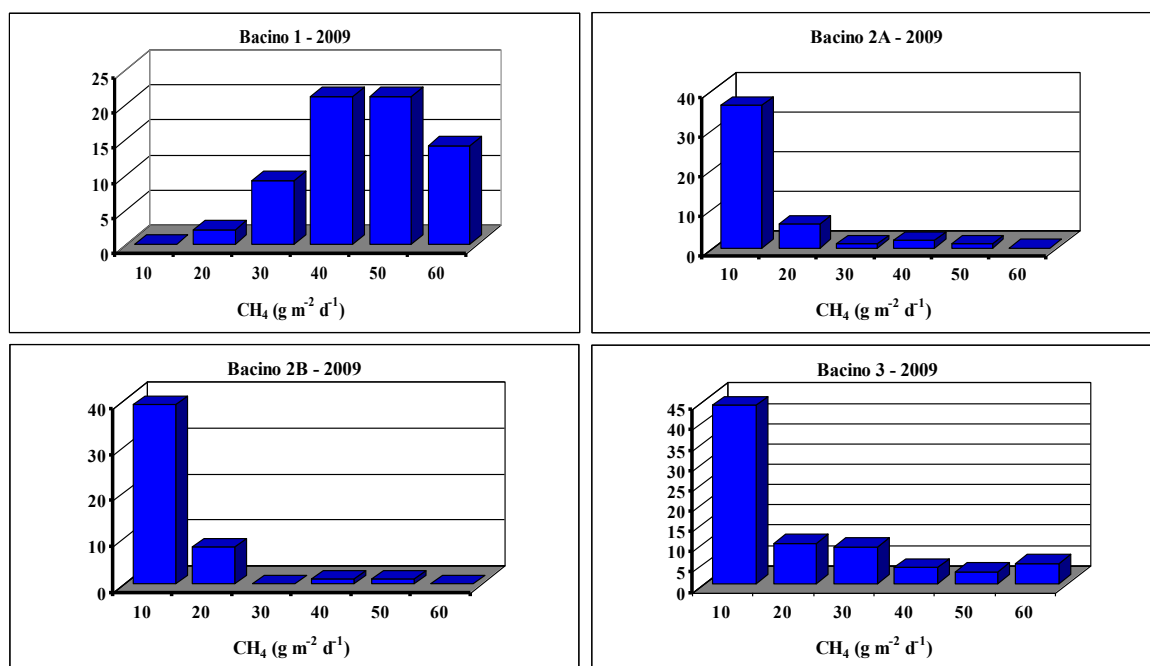


Fig.4.6 - Istogrammi del flusso di metano relativo all'anno 2009 per i singoli bacini

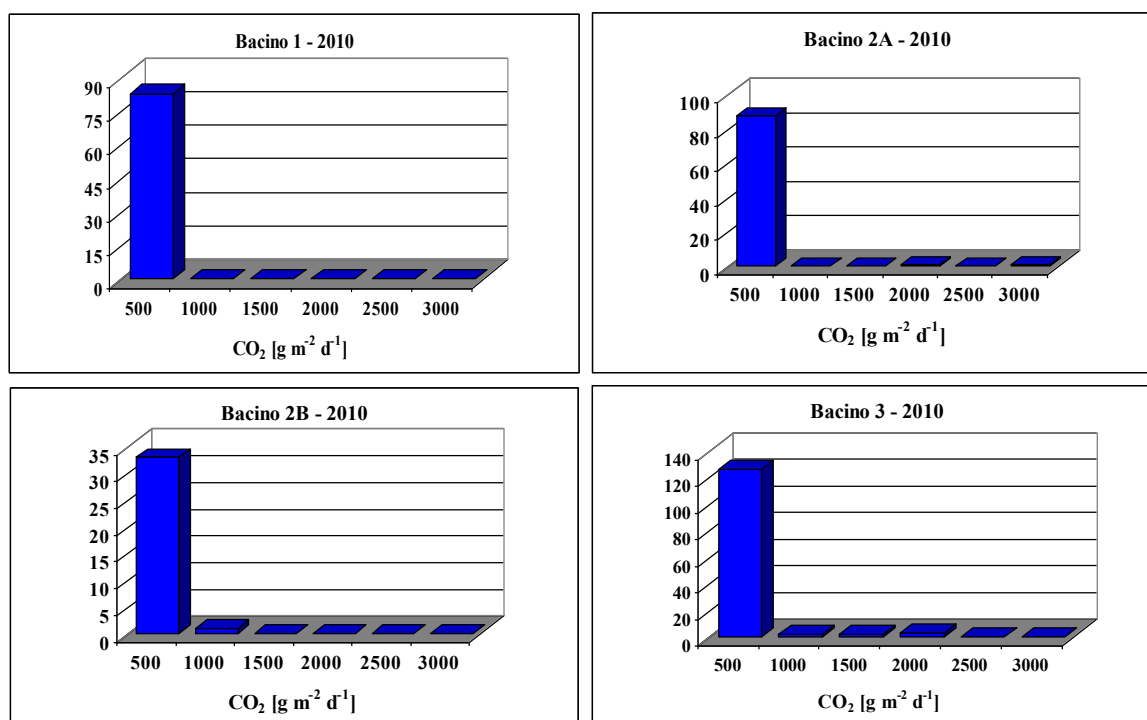


Fig. 4.7 - Istogrammi del flusso di anidride carbonica relativo all'anno 2010 per i singoli bacini

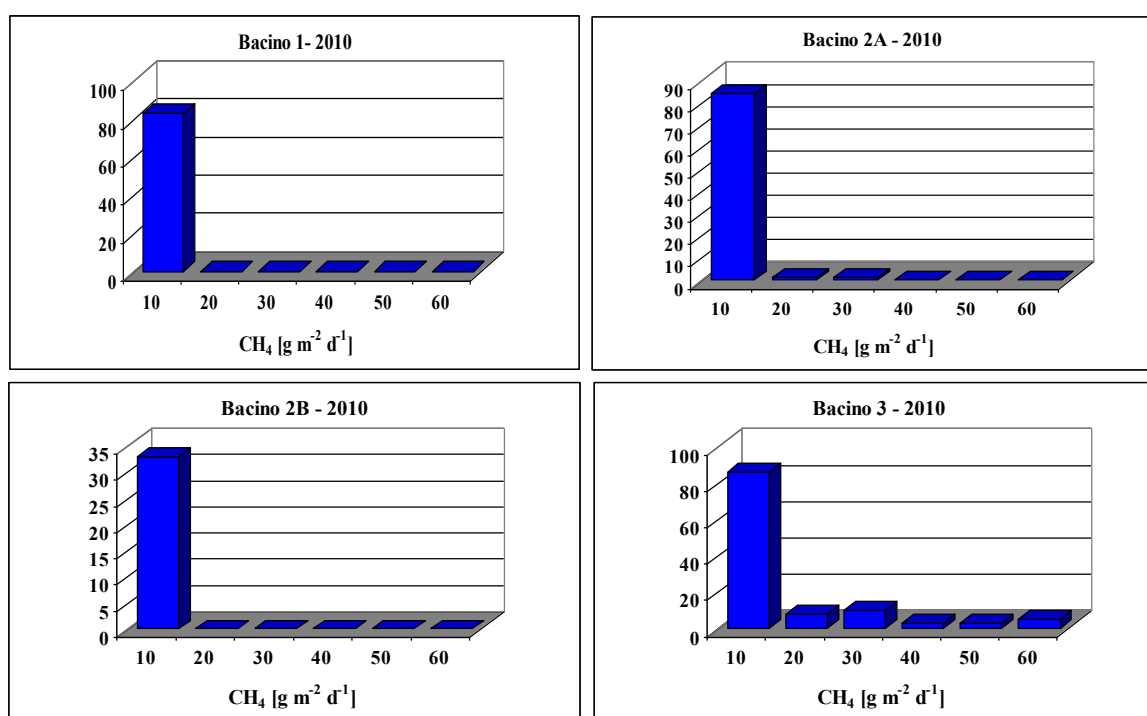


Fig.4.8 - Istogrammi del flusso di metano relativo all'anno 2010 per i singoli bacini

Infine nelle Figure 4.9, 4.10, 4.11, 4.12, 4.13 e 4.14 sono riportati gli istogrammi del logaritmo naturale del flusso di CO₂ e quello di CH₄ per le misure eseguite nei bacini della discarica per gli anni 2008, 2009 e 2010. Come osservato, sia i flussi di metano che quelli di anidride carbonica sono caratterizzati da una distribuzione log-normale. Pertanto la funzione log-normale è la miglior

funzione per la rappresentazione dei dati di flusso e per tale motivo le mappe di flusso sono state elaborate in termini di $\ln(\phi\text{CO}_2)$ e $\ln(\phi\text{CH}_4)$ (cfr. Par. 3.1.5).

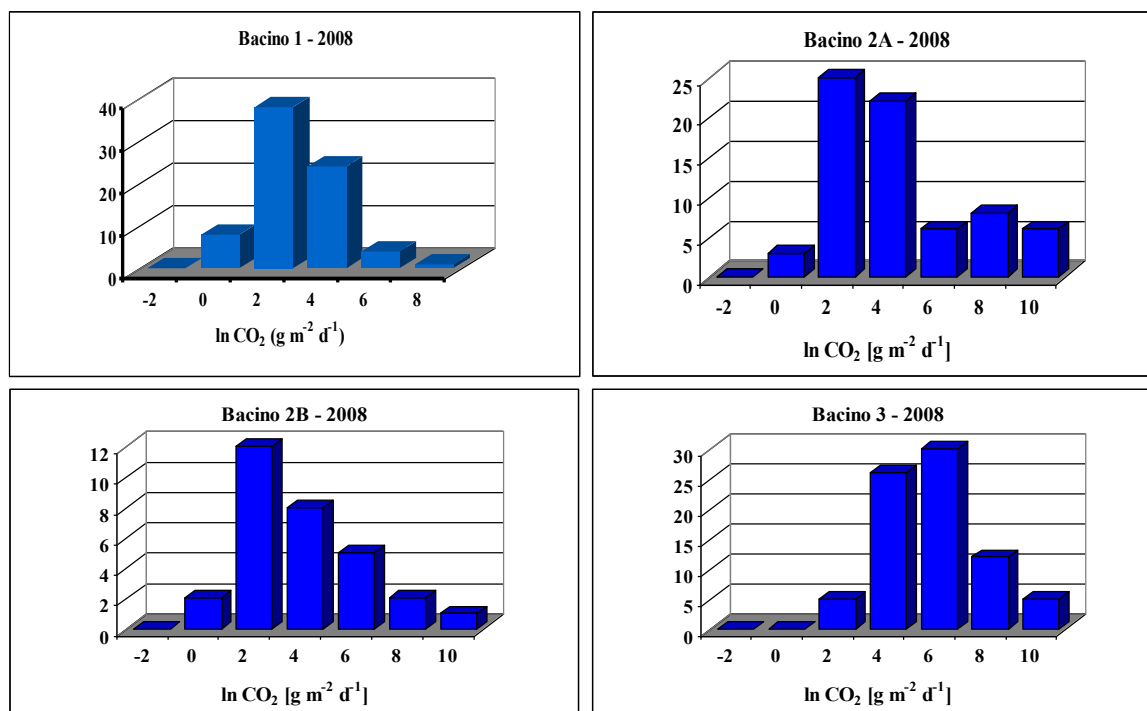


Fig. 4.9 - Istogrammi del logaritmo del flusso di anidride carbonica relativo all'anno 2008 per i singoli bacini

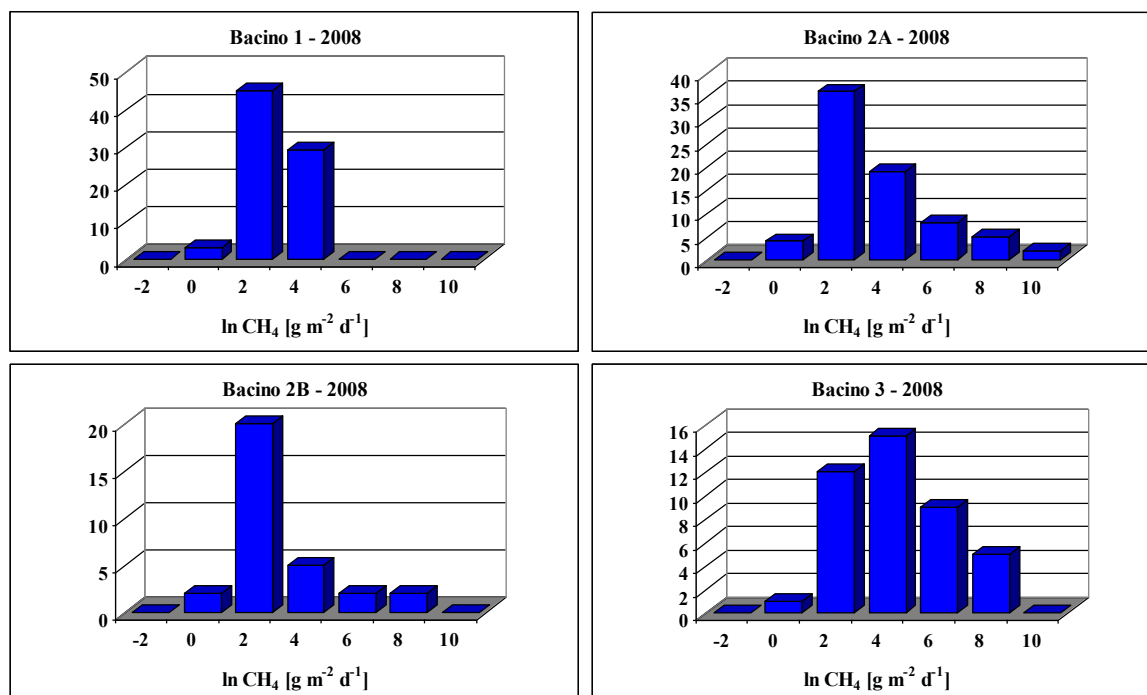


Fig. 4.10 - Istogrammi del logaritmo del flusso di metano relativo all'anno 2008 per i singoli bacini

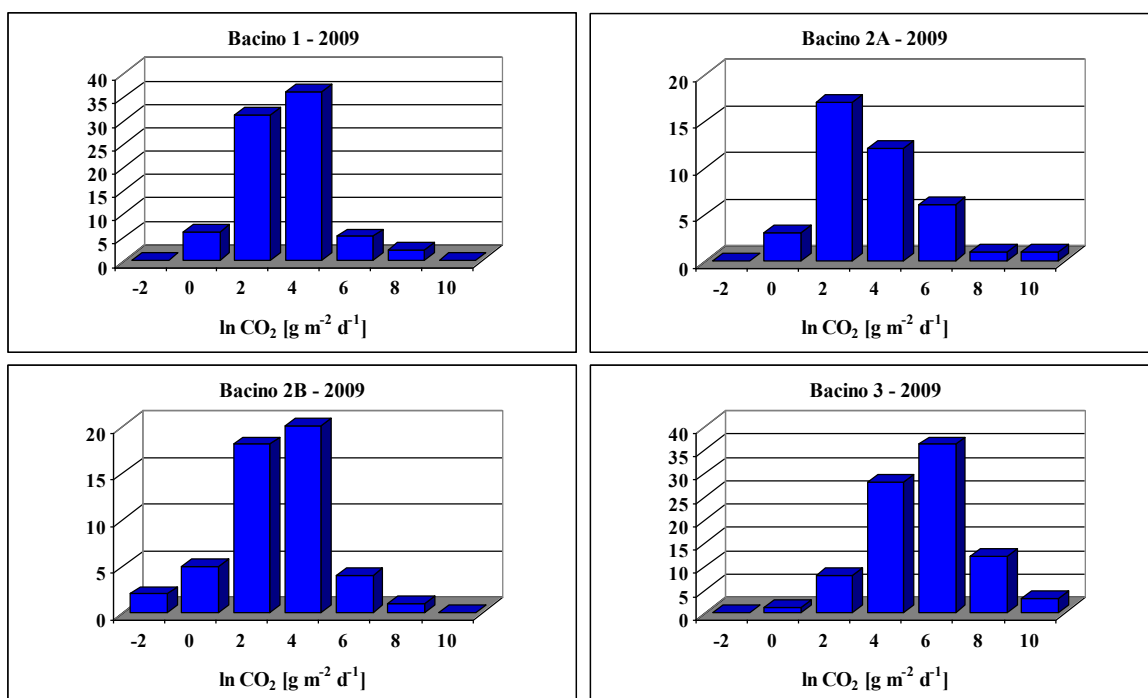


Fig. 4.11 - Istogrammi del logaritmo del flusso di anidride carbonica relativo all'anno 2009 per i singoli bacini

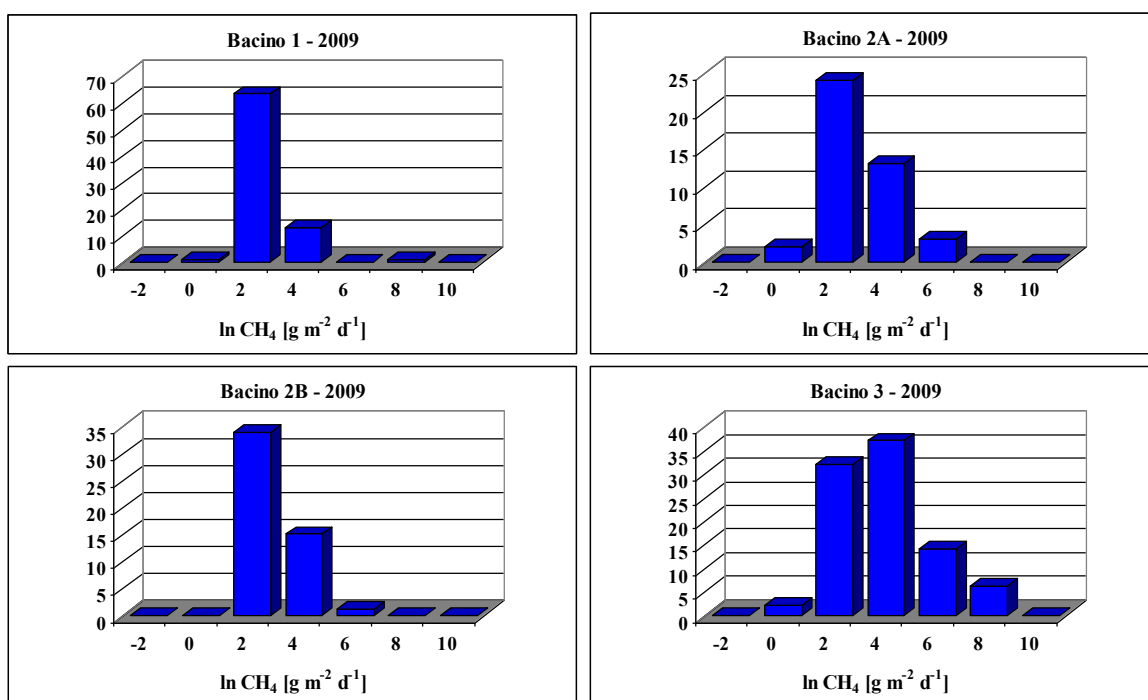


Fig. 4.12 - Istogrammi del logaritmo del flusso di metano relativo all'anno 2009 per i singoli bacini

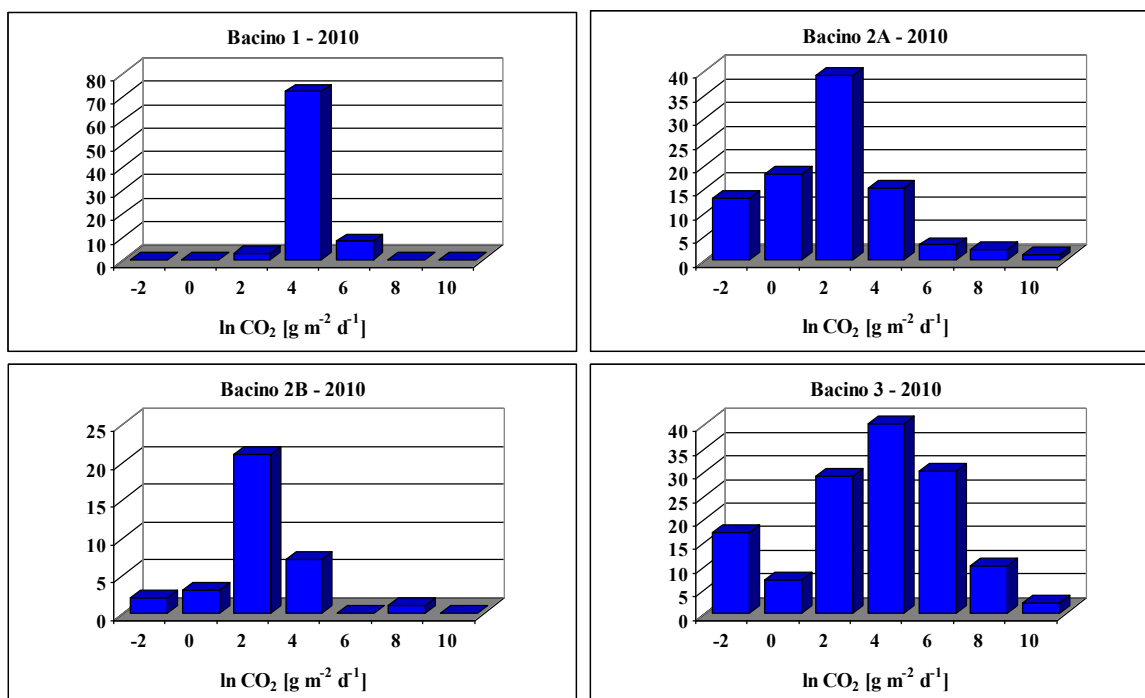


Fig. 4.13 - Istogrammi del logaritmo del flusso di anidride carbonica relativo all'anno 2010 per i singoli bacini

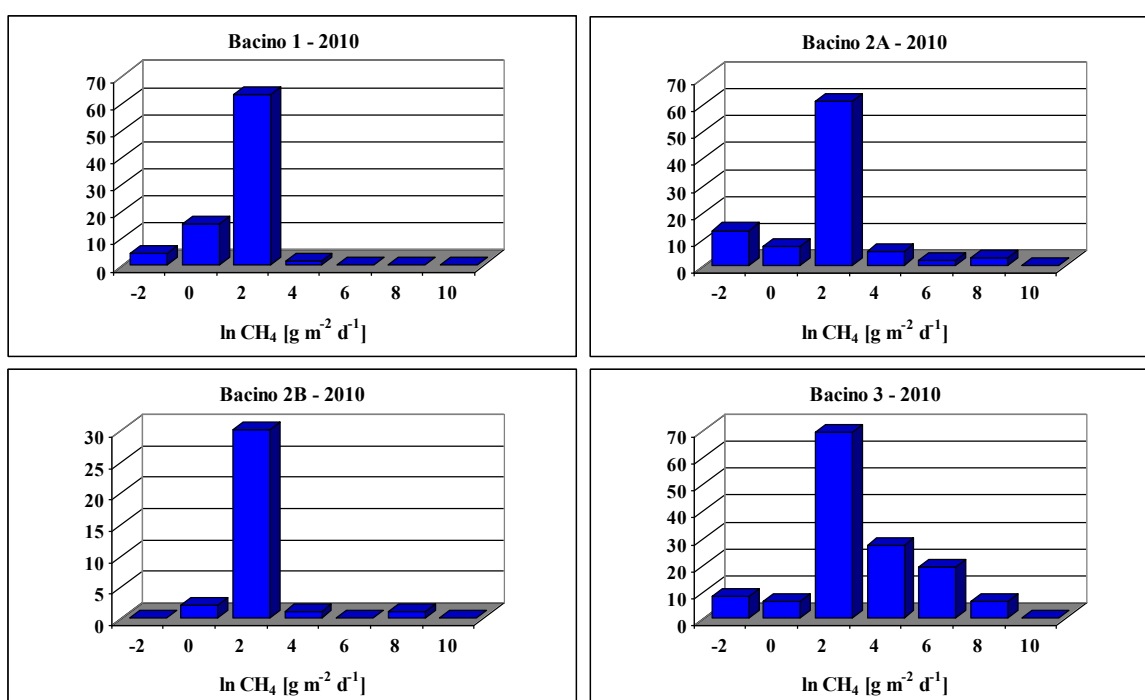


Fig. 4.14 - Istogrammi del logaritmo del flusso di metano relativo all'anno 2010 per i singoli bacini

Nella Fig. 4.16 sono riportati i *boxplot*, rispettivamente per i flussi di anidride carbonica e di metano rilevati nella campagna del 2009 per ogni settore areale della discarica.

I *boxplot* (chiamati anche *diagrammi di Tukey*) forniscono una rappresentazione grafica della distribuzione dei dati utilizzando cinque numeri di sintesi rappresentanti il primo e il terzo quartile, la mediana e i due estremi della distribuzione (Fig. 4.15).

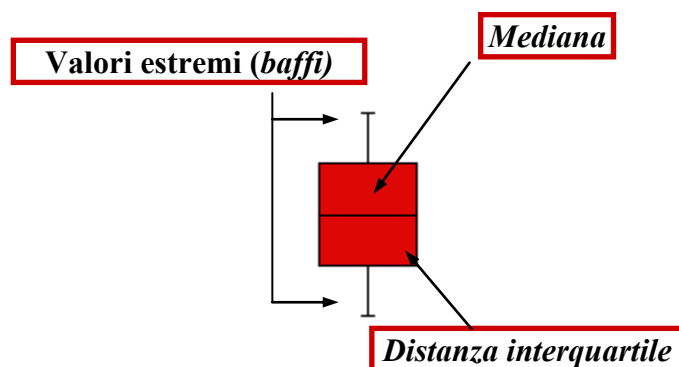


Fig. 4.15 - Schema rappresentativo di un boxplot

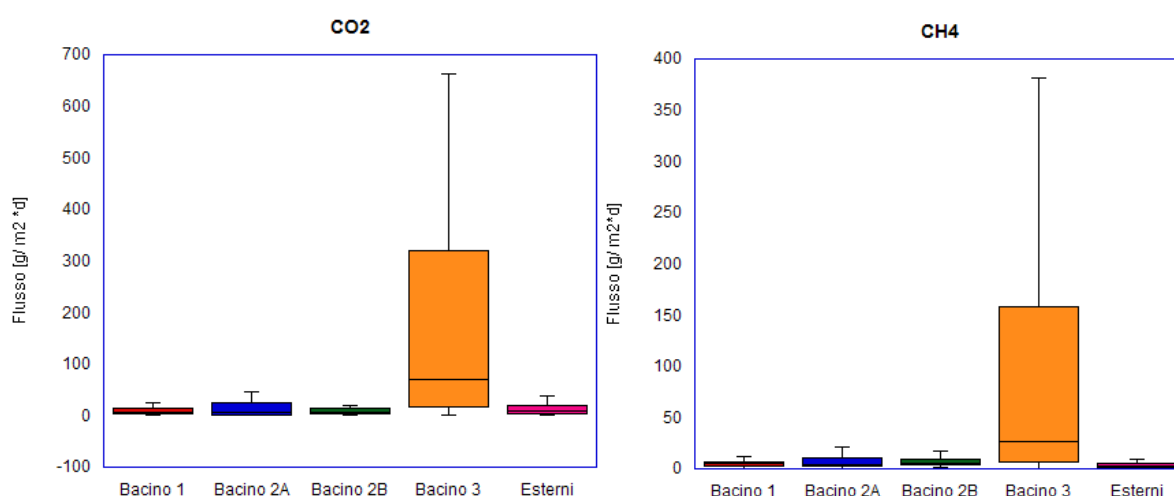


Fig. 4.16 - Boxplot dei flussi di anidride carbonica e metano (Campagna di indagine Luglio 2009)

L'elevata variabilità nella serie dati del *Bacino 3*, già ipotizzata per gli istogrammi di frequenza, è resa evidente nei diagrammi di Fig. 4.16 che mostrano come il campo di variazione dei valori per l'anidride carbonica e per il metano sia notevolmente maggiore rispetto agli altri settori areali della discarica caratterizzati da un ordine di grandezza simile. L'evidenza è data dall'ampiezza della "scatola" che rappresenta la distanza interquartile (scarto interquartile) nella quale sono individuate le osservazioni centrali. Le linee che si allungano dai bordi della scatola (*baffi*) individuano gli intervalli in cui sono posizionati i valori rispettivamente minori del primo quartile e maggiori del terzo e rappresentano le osservazioni più estreme; possono essere lunghe al massimo 1,5 volte la distanza interquartile. La linea orizzontale presente all'interno della *scatola* indica, invece, la posizione della mediana. I valori presenti all'esterno dei "*baffi*" sono classificati come valori anomali (o *outliers*). Tali valori sono visualizzati nella seguente Fig. 4.17 rispettivamente per CO₂ e per CH₄.

Infine, in Fig. 4.18 sono riportate le mappe con isoipse dei settori areali della discarica per visualizzarne la distribuzione areale dei valori anomali. I punti di *outlier* inerenti al metano e

all'anidride carbonica sono praticamente sovrapponibili e si concentrano principalmente lungo il perimetro dei moduli, mettendo in luce un evidente aumento del flusso di biogas in corrispondenza di tali zone.

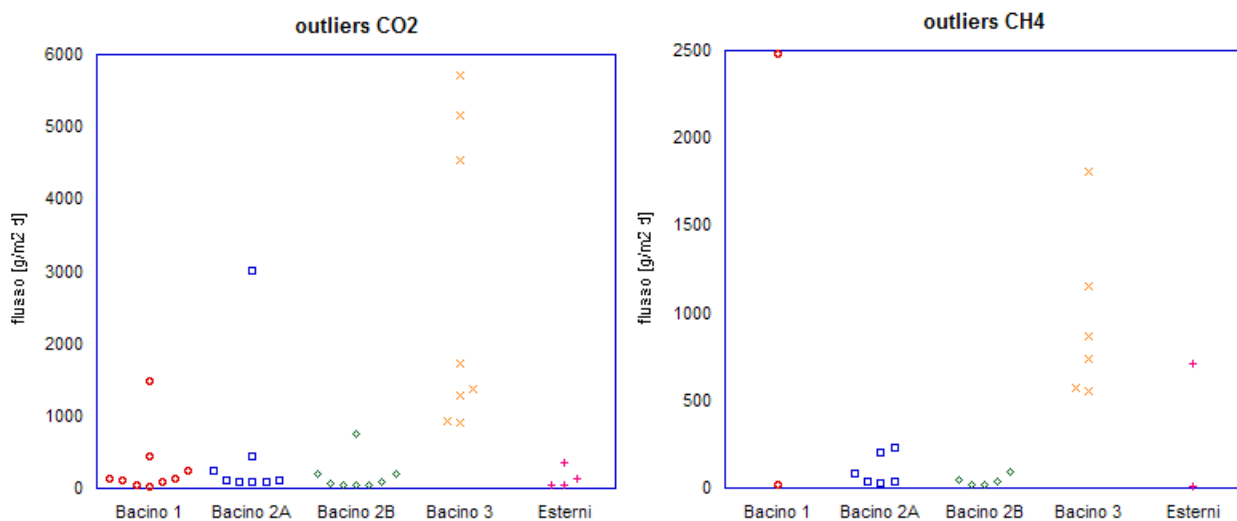


Fig. 4.17 - Rappresentazione grafica dei valori anomali per i flussi di anidride carbonica e metano (Campagna di indagine Luglio 2009)

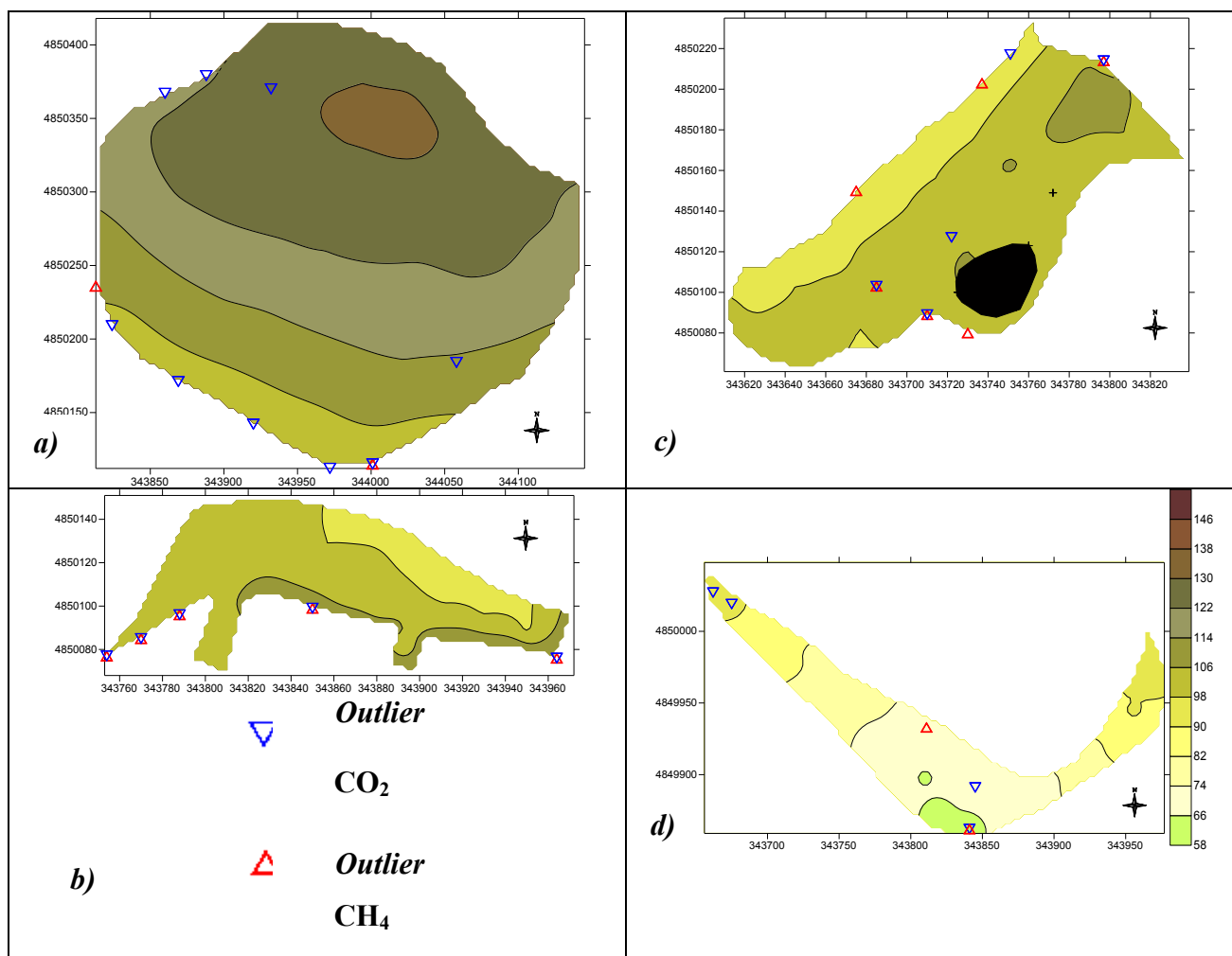


Fig. 4.18 - *Distribuzione areale degli outlier riportate all'interno di mappe con isoipse riguardante il Bacino 1(a), Bacino 2B(b), Bacino 3(c), Fascia perimetrale esterna (d) - Campagna di indagine Luglio 2009*

4.1.2 Dispersioni totali per settore areale di discarica

Il calcolo delle dispersioni giornaliere di CO₂ e CH₄ dai moduli della discarica è stato effettuato, in accordo alla procedura descritta al Cap. 3 Par. 3.1.5, tramite integrazione volumetrica delle distribuzioni spaziali definite.

Laddove non è stato possibile costruire mappe di isoflusso, per la stima dei volumi emessi si è ricorsi a soluzioni alternative. Per quanto riguarda la stima dei volumi di emissione dal *Bacino 2A* (ricoperto da telo), in riferimento alla campagna d'indagine del 2008, essendo presenti all'interno del telo delle aperture in corrispondenza dei pozzi di estrazione del biogas, essi sono stati calcolati ipotizzando il flusso emesso attraverso una corona circolare di emissione di spessore 1 m associabile ad ogni pozzo. Durante le campagne del 2009 e 2010, essendo state sigillate tali aperture (cfr. Fig. 4.32) e, quindi, avendo a disposizione solo i dati puntuali di flusso misurati lungo il perimetro, il calcolo dei volumi è stato effettuato ipotizzando il flusso emesso lungo una fascia perimetrale (comprensiva della stradella interna) di larghezza unitaria (1 m).

Nelle seguenti Tab. 4.3 e Tab. 4.4 sono riportate le stime risultanti giornaliere in [ton d⁻¹] di dispersione di CO₂ e CH₄ disaggregate per settori areali di generazione per le campagne d'indagine condotte.

In riferimento al problema dell'individuazione della soglia naturale di emissione dei terreni, testi di letteratura scientifica riportano valori di fondo naturale per la CO₂ variabili tra 8,8 g m⁻²d⁻¹ e 29,5 g m⁻²d⁻¹ per suoli forestali (Pumpanen et al., 2003; Savage & Davidson, 2003), tra 1,7 g m⁻²d⁻¹ e 5,4 g m⁻²d⁻¹ e tra 5,7 e 13,0 g m⁻²d⁻¹ rispettivamente per suoli coltivati e pascoli (compattati e non) (Jensen et al., 1996), tra 1,9 e 8,4 g m⁻²d⁻¹ per suoli definibili semiurbani (Dueñas et al., 1999), infine < 10,6 g m⁻²d⁻¹ nel suolo adiacente una vecchia discarica (Christophersen et al., 2001).

Alla luce di queste indicazioni si è deciso di assumere approssimativamente 15–30 g m⁻²d⁻¹ come intervallo naturale di emissioni di anidride carbonica riferibili a suoli maturi (con vegetazione diffusa) e, con l'intervallo minore, 0–10 g m⁻²d⁻¹, per l'apporto naturale da suoli poco maturi (Capaccioni et al., 2005). Per quanto riguarda le emissioni di metano nei suoli naturali i valori sono piuttosto bassi e non è raro osservare casi di flusso negativo: in tali casi la capacità ossidativa dei suoli riesce addirittura a sottrarre metano all'atmosfera. In studi condotti in foreste dell'Alaska si sono osservati flussi fino ad un massimo di 0,95 mg m⁻²d⁻¹ (Billings et al., 2000). Casi di flussi molto elevati si ritrovano in studi condotti in risaie dove la biomassa costituita dalle piantine favorisce la metanogenesi e il trasferimento di metano verso l'atmosfera raggiungendo un volume

di emissione pari a circa $0,3 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ e in paludi dove i flussi osservati raggiungono valori di circa $0,07 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$. In suoli senza vegetazioni i flussi sono di pochi $\text{g ha}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Le Mer J., 2001). Più in particolare sono stati misurati i flussi di metano in quattro siti nei pressi di Malaga (Spagna) rilevando flussi variabili, a seconda dei terreni considerati, dai $2,2$ ai $4,3 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$ (Dueñas, 1999). Quindi, nella stima dei flussi totali di biogas, sarebbe corretto tenere in considerazione i valori di emissione di fondo effettuando dei “tagli” ai flussi in fuoriuscita. Tuttavia, sia per quanto riguarda l’anidride carbonica, considerando la modesta attività biologica dei suoli di copertura, coincidente con valori di $5 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ corrispondenti alla media delle emissioni per suoli poco maturi, che per quel che riguarda il metano, essendo irrisorio l’apporto naturale dai suoli ($\ll 1 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$), si è deciso di non effettuare nessun taglio nelle emissioni, in maniera del tutto cautelativa.

Tab. 4.3 - Stima delle dispersioni totali di CO_2 per settori areali di generazione con riferimento alle campagne di indagine condotte

	Settore		Bacino	Sotto- Bacino	Sotto- Bacino 2A	Sotto- Bacino 2B	Bacino	Fascia esterna	Totale
	Anno		1	2AF	con telo		3		
$\text{CO}_2 \text{ [ton d}^{-1}\text{]}$	2008		0,66	-	0,36	0,32	1,45	0,45	3,24
	2009		0,87	-	0,11	0,08	1,82	0,15	3,03
	2010		1,79	0,22	0,18	0,21	0,62	0,13	3,15

Tab. 4.4 - Stima delle dispersioni totali di CH_4 per settori areali di generazione con riferimento alle campagne di indagine condotte

	Settore		Bacino	Sotto- Bacino	Sotto- Bacino 2A	Sotto- Bacino 2B	Bacino	Fascia esterna	Totale
	Anno		1	2AF	con telo		3		
$\text{CH}_4 \text{ [ton d}^{-1}\text{]}$	2008		0,42	-	0,08	0,12	0,33	0,05	1,00
	2009		0,41	-	0,02	0,06	0,43	0,11	1,03
	2010		0,16	0,020	0,05	0,025	0,27	0,15	0,675

Per quanto riguarda l’integrazione volumetrica, la superficie statistica, definita dall’interpolazione dei dati puntuali di flusso nel software utilizzato nel presente studio, è più ampia dei confini definiti dal perimetro del settore areale che si vuole calcolare.

Per questo motivo, nella computazione delle stime dei flussi totali, è stato considerato più opportuno effettuare l’integrazione volumetrica sulla porzione delimitata dai confini dell’area da

calcolare escludendo l'area esterna al perimetro grazie alla funzione “*blank*” di Surfer 8.0[®]. Tale funzione consente di creare un'area *blank* (vuota) oltre i confini del modulo. Così facendo è esclusa dal calcolo dei volumi di emissione l'area collocata al di fuori del perimetro. Un esempio sull'applicazione di tale funzione è riportato in Fig. 4.19 dove la funzione “*blank*” è applicata al *Bacino 1*. Infatti, la Fig. 4.19a rappresenta la superficie statistica risultante dall'interpolazione spaziale dei dati puntuali di flusso e all'interno di essa la linea blu tratteggiata indica la posizione del perimetro. La Fig. 4.19b, invece, rappresenta la stessa superficie statistica nella quale, grazie alla funzione “*blank*” è stata esclusa l'area, e di conseguenza i volumi emessi, all'esterno del perimetro.

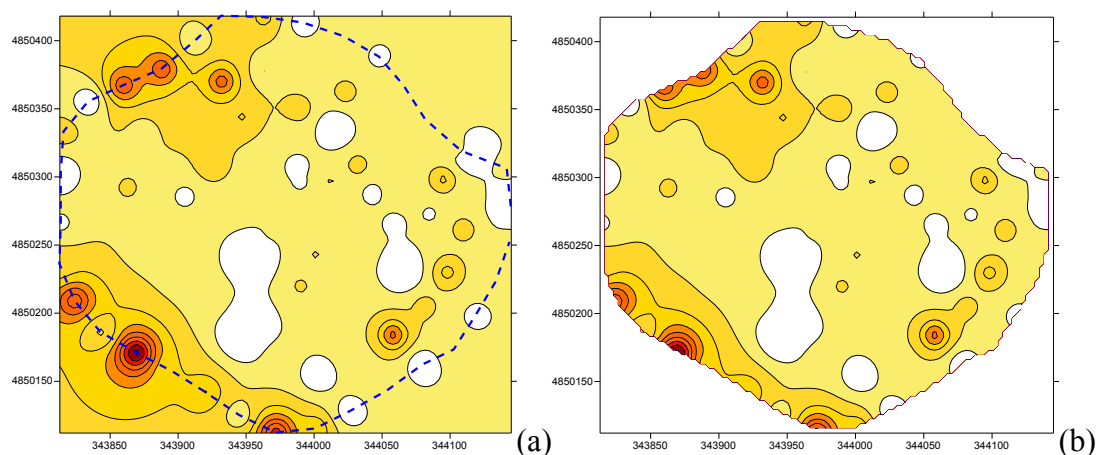


Fig. 4.19 - Esempio di applicazione dell'uso della funzione “*blank*” di Surfer[®] rappresentante il *Bacino 1* con perimetro tratteggiato in blu senza *blank* (a) e con *blank* (b)

Infine, in Tab. 4.5 sono riportate le portate medie di estrazione del biogas dai pozzi di captazione, per ciascun anno di monitoraggio, relativamente ai giorni di svolgimento della campagna, al mese di svolgimento della campagna e in ultimo ai giorni immediatamente precedenti lo svolgimento della campagna. In tal modo è stato possibile, noti i volumi emessi, calcolare in via approssimativa il biogas prodotto dal corpo della discarica.

Tab. 4.5 - Portate medie di estrazione biogas (cogenerazione + torcia) per fasi temporali rappresentativamente rapportabili alle campagne d'indagine

Campagna d'indagine	2008 (17 – 19 luglio e 31 luglio)	2009 (14 – 17 luglio)	2010 (5 – 9 luglio)
Media giorni svolgimento campagna [Nm ³ /h]	608,30	601,19	515,34
Media mese svolgimento campagna [Nm ³ /h]	604,95	517,82	558,04

<i>Media giorni precedenti svolgimento campagna [Nm³/h]*</i>	614,88	486,34	554,06
---	--------	--------	--------

* 1 – 16 luglio e 20 – 30 luglio (Campagna 2008); 1 – 13 luglio (Campagna 2009); 21 giugno - 4 luglio (Campagna 2010)

4.1.3 Bilanci volumetrici (approssimativi) del biogas

Una volta calcolati i volumi di biogas emessi verso l'atmosfera e conoscendo le portate di estrazione dei pozzi di captazione del biogas è stato possibile stimare, seppur approssimativamente, il biogas prodotto dalla discarica e l'efficienza del sistema di captazione del biogas (Tab. 4.6).

Si tratta di bilanci volumetrici approssimativi, in quanto nel modello per il calcolo del biogas totale si è ipotizzato che tutto il biogas esca esclusivamente dalla copertura superficiale. Difatti il “biogas totale” è assunto pari alla somma delle due aliquote del “biogas estratto” e “biogas emesso”. Sono, quindi, trascurati i contributi (possibili) dovuti al biogas incamerato all'interno delle cosiddette “tasche impermeabili” entro il corpo dei rifiuti e le dispersioni esterne al corpo della discarica. Sebbene l'eventualità della formazione delle cosiddette “tasche impermeabili” entro il corpo rifiuti con conseguenziale accumulo temporaneo di biogas parrebbe non essere rilevante per la discarica in studio (Capaccioni et al., 2005 C), eventuali dispersioni laterali non monitorate potrebbero essere del tutto possibili.

Nel calcolo del bilancio volumetrico il “biogas emesso” è stato determinato a partire dalle emissioni totali giornaliere assumendo volumetricamente il biogas emesso composto dalla somma delle due componenti CO₂ e CH₄ mentre per il “biogas estratto” sono state considerate alternativamente sia le medie mensili relative al mese durante il quale è stata effettuata ciascuna campagna di misura di flusso, sia le medie nei giorni di effettiva conduzione di ciascuna campagna (cfr. Tab. 4.5).

Tab. 4.6 - Bilanci volumetrici (approssimativi) di biogas, per le campagne d'indagine 2008-2010

Indagine	Biogas estratto [Nm ³ /h]	Biogas emesso [Nm ³ /h]	Totale biogas [Nm ³ /h]	Efficienza captazione	Incidenza emissione
<i>Riferimento a media mensile biogas estratto</i>					
2008	604,9	127,2	732,1	83%	17%
2009	517,8	124,4	642,2	81%	19%
2010	558,0	106,3	664,3	84%	16%
<i>Riferimento a media biogas estratto nei giorni di conduzione di ciascuna campagna</i>					
2008	599,7	127,2	726,9	83%	17%
2009	599,2	124,4	723,6	83%	17%
2010	515,3	106,3	621,6	83%	17%

Dall'analisi dei dati di Tab. 4.6 emerge per le campagne d'indagine 2008 e 2009 una progressiva diminuzione annua dell'efficienza percentuale di captazione con conseguente incremento annuo dell'incidenza percentuale d'emissione.

L'efficienza di captazione stimata può essere attendibile in quanto questa è superiore al range 50–60 % usualmente riportato in letteratura tecnico–scientifica quale intervallo “tipico” d'efficienza dei sistemi di recupero biogas per discariche (Capaccioni et al., 2005 C; Scheutz et al., 2009). Inoltre, le stime di progetto sulla produttività di biogas nella discarica di Fano, appositamente redatte da “ASWS International Srl”, fanno espressamente riferimento ad una recuperabilità dell'85% per il *Bacino 1* e dell'80% per il *Bacino 2*. Di conseguenza, si ha una media nell'efficienza di captazione pari a circa l'82,5%. In ultimo, specificatamente al metano, è significativo menzionare le indicazioni ufficiali “di default” delle linee guida francesi sulle percentuali di recupero di CH₄ da discarica (Spokas et al., 2006). Queste indicano un recupero del 35% per un bacino produttivo con sistema attivo di recupero biogas; 85% per un bacino con copertura finale in argilla e sistema attivo di recupero biogas; infine 90% per un bacino con copertura finale in geomembrana e sistema attivo di recupero biogas. Il progressivo decremento nell'efficienza della captazione osservato dai dati in tabella è del tutto fisiologico, difatti, l'efficienza di qualunque sistema di raccolta è destinata a diminuire nel tempo (Cossu, 2004). Tuttavia è necessario evidenziare un'inversione di tendenza per la recente campagna d'indagine 2010, che ha visto un incremento nell'efficienza di captazione del biogas ed una conseguente diminuzione nell'incidenza di emissione: ciò è essenzialmente dovuto ad una produzione globale di biogas sostanzialmente inferiore rispetto agli anni precedenti (si noti come sia diminuito il volume orario di biogas emesso), fattore che ha determinato, da parte del gestore, l'invio di tutto il volume estratto all'impianto di cogenerazione e lo spegnimento della torcia.

4.1.4 Mappe degli isoflussi

I dati di flusso sono stati elaborati tramite *Surfer 8.0* e metodologia di interpolazione *IDW*, in accordo con la procedura di calcolo sintetizzata nel Par. 3.1.5, per produrre le relative mappe di isoflusso.

La scelta degli intervalli tra le isolinee è stata effettuata cercando di ricoprire l'ampia variabilità dei flussi rilevati all'interno dei singoli bacini, in modo da visualizzare sia zone in cui il flusso è assente sia zone con flusso molto elevato (in presenza di flussi superiori ai 1.280 g m⁻²d⁻¹ per CO₂ e 800 g m⁻²d⁻¹ per CH₄). In questo modo sono state create 9 classi di valore di flusso per l'anidride carbonica e 8 classi di flusso per il metano.

Esclusivamente per il *Bacino 2A*, per il quale non è stato possibile creare una mappa di isoflussi, a causa della presenza del telo impermeabile, è stata creata una mappa “classificativa” dei valori di

flusso puntuali di CO₂ e CH₄. Anche in questo caso sono state selezionate 9 classi di valore per l'anidride carbonica e 7 per il metano, in modo da visualizzare le zone in cui i flussi sono assenti, zone in cui i flussi sono modesti fino a zone dove sono stati rilevati flussi “molto elevati”.

Per poter effettuare un'analisi comparativa tra le mappe di emissione elaborate per i 3 moduli oggetti di indagine è utile la seguente classificazione geometrica, come suggerito da *Capaccioni et al. (2005)*:

➤ *Dispersioni laterali/angolari interne:*

in questa categoria rientrano le dispersioni concentrate lungo i margini del corpo rifiuti e/o in corrispondenza di spigoli. Spesso si associano fuoriuscite laterali di percolato. Tale tipologia dispersiva è probabilmente rivelatrice dell'esistenza – entro il corpo rifiuti di una discarica (in rilevato o in pendio) – di superfici intermedie impermeabili ai gas, uso di materiali di copertura giornaliera a bassa permeabilità o di spessore relativamente elevato, ovvero compattazione eccessiva dei rifiuti: (Muntoni, 2000), nonché di una copertura finale impermeabile (o resa praticamente tale da ristagni inopportuni d'acqua in sommità);

➤ *Dispersioni diffuse interne:*

questa geometria appare presumibilmente rivelatrice di una generale assenza di discontinuità meccanico-fluide orizzontali, nonché di una copertura impermeabile definitiva;

➤ *Dispersioni esterne o fughe laterali:*

tale geometria dispersiva risulta potenzialmente indicatrice di problematiche strutturali dell'impianto di smaltimento, connesse a non adeguati o danneggiati sistemi di contenimento e captazione del biogas.

I modelli geometrici dispersivi appena delineati non rappresentano necessariamente condizioni alternative: ad esempio, fughe laterali potrebbero coesistere con dispersioni interne (sia laterali/angolari che diffuse), anche se indubbiamente dispersioni laterali/angolari interne potrebbero ben rappresentare una condizione predisponente per eventuali emissioni esterne.

Campagna di monitoraggio Luglio 2008

Per una panoramica areale di sintesi, la Fig. 4.20 riporta utilmente la localizzazione dei punti di misura di flusso (CO₂, CH₄) globalmente considerati nella presente campagna d'indagine 2008.

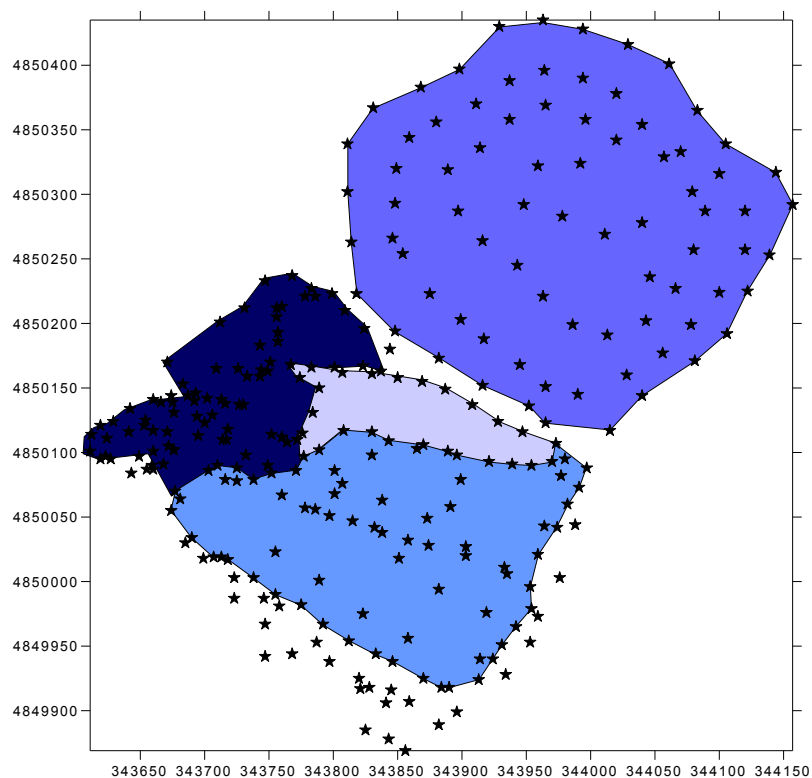


Fig. 4.20 - Localizzazione areale dei punti di misura di flusso (CO_2 , CH_4) globalmente considerati (n. 297 punti)

Bacino 1

Nelle Figure 4.21 e 4.22 sono riportate le mappe degli isoflussi di anidride carbonica e metano relativamente alla campagna di monitoraggio condotta nel 2008.

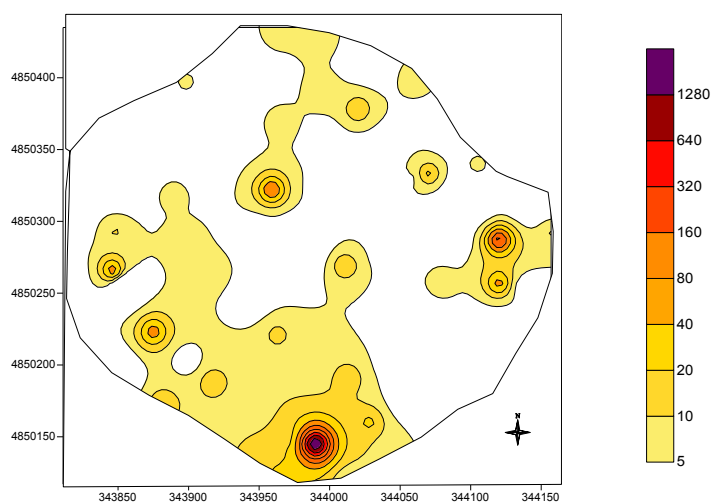


Fig. 4.21 - Mappa degli isoflussi di CO_2 per il Bacino 1 relativa alla campagna 2008

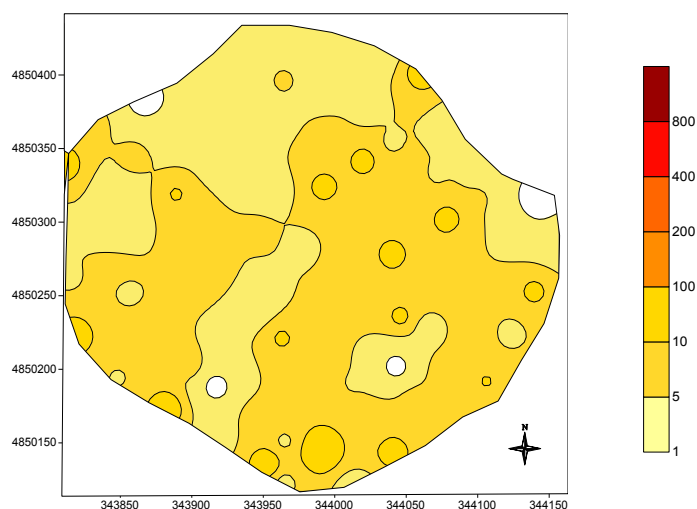


Fig. 4.22 - *Mapa degli isoflussi di CH₄ per il Bacino 1 relativa alla campagna 2008*

Per quanto riguarda le emissioni di anidride carbonica si notano innanzitutto dispersioni diffuse interne sopra la soglia di fondo di $5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ attribuita all'emissione da suoli naturali.

Per le emissioni di metano il bacino è caratterizzato sia da emissioni diffuse interne che da dispersioni laterali, maggiormente concentrate lungo il perimetro meridionale, ovvero lungo la fascia perimetrale attigua i Bacini “2” e “3”.

Bacino 2

Nelle Figure 4.23 e 4.24 sono riportate le mappe classificative di anidride carbonica e metano relativamente alla campagna di monitoraggio condotta nel 2008.

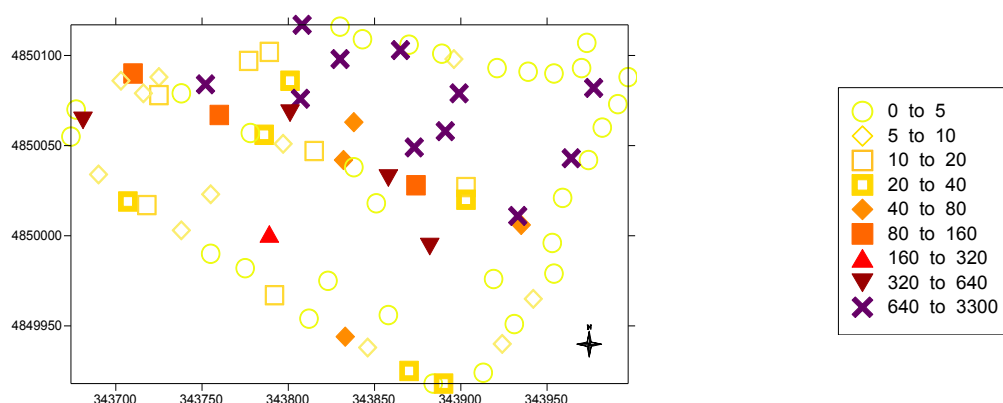


Fig. 4.23 - *Mapa classificativa dei flussi di CO₂ nel Bacino 2A per la campagna 2008*

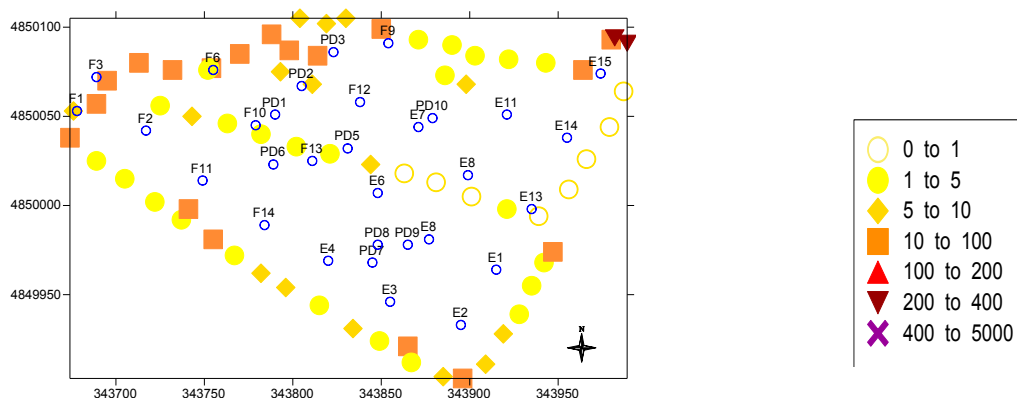


Fig. 4.24 - *Mapa classificativa dei flussi di CH₄ nel Bacino 2A per la campagna 2009*

Come si evince dalle Figure 4.25 e 4.26 gli effetti, sulle emissioni incontrollate di biogas, derivanti dal posizionamento del telo impermeabile nel *Bacino 2B* consistono in un evidente impedimento dei flussi dalla zona del bacino ricoperta dal telo, con conseguenziale via preferenziale di concentrazione ed emissione del biogas in dispersione attraverso la zona senza telo, attraverso le porzioni circolari nell'intorno dei pozzi presenti nella zona con telo e soprattutto attraverso il contiguo *Bacino 3* in coltivazione.

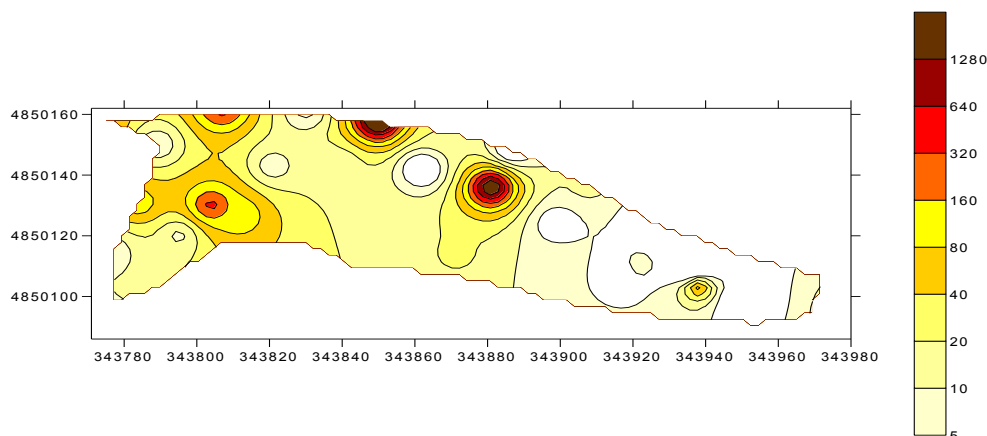


Fig.4.25 - *Mapa degli isoflussi di CO₂ per il Bacino 2B relativo alla campagne 2008*

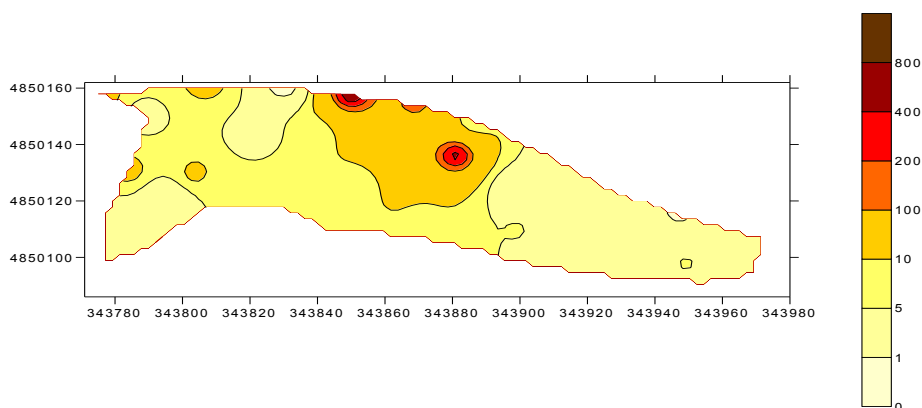


Fig. 4.26 - *Mapa degli isoflussi di CH₄ per il Bacino 2B relativo alla campagna 2008*

Bacino 3

Nelle Figure 4.27 e 4.28 sono riportate le mappe degli isoflussi di anidride carbonica e metano relativamente alla campagna di monitoraggio condotta nel 2008.

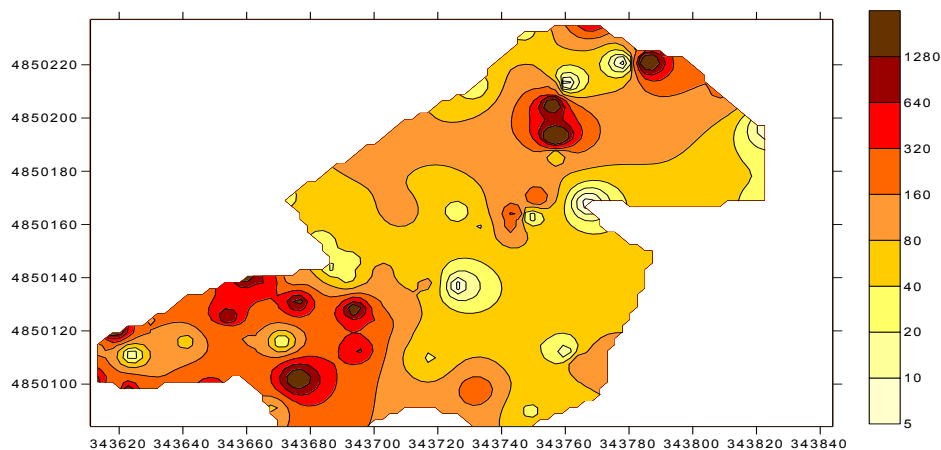


Fig. 4.27 - Mappa degli isoflussi di CO_2 per il Bacino 3 relativo alla campagna 2008

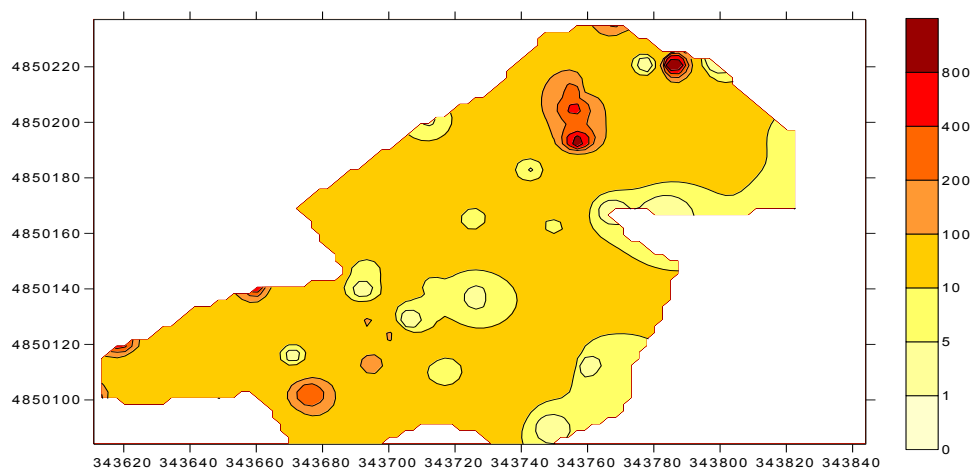


Fig. 4.28 - Mappa degli isoflussi di CH_4 per il Bacino 3 relativo alla campagna 2008

Per il *Bacino 3* sono state riscontrate elevate concentrazioni di metano tipiche di un biogas “maturo” e pertanto ragionevolmente proveniente dal limitrofo *Bacino 2*, peraltro in diretta connessione idraulica.

Si riporta pertanto in Fig. 4.29 la mappa risultante del rapporto ponderale CH_4/CO_2 nei punti di misura di tale bacino. Si osservi che, indicativamente, rapporti volumetrici CH_4/CO_2 nel biogas maggiori od uguali a 1 sono ritenibili propri di un biogas maturo (cioè non generabile da rifiuti freschi), in termini ponderali orientativamente corrispondenti a condizioni di rapporto CH_4/CO_2 maggiori o uguali a circa 0,4.

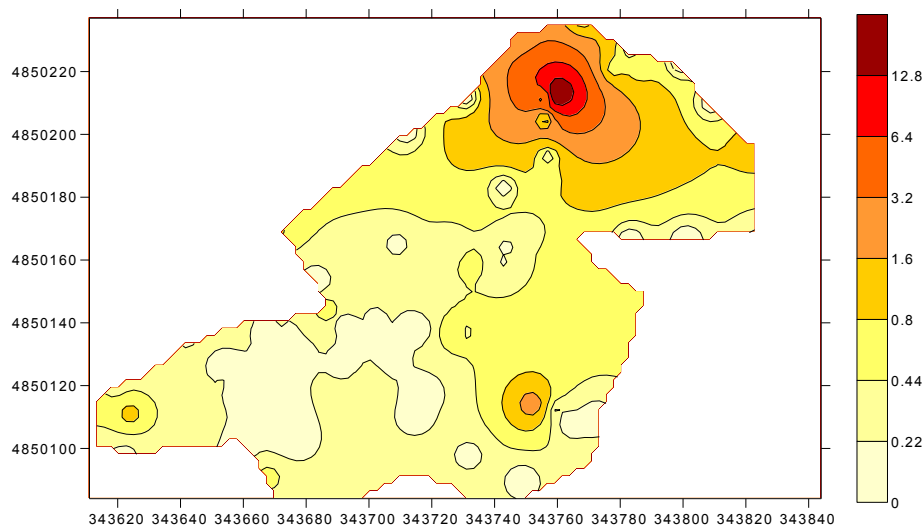


Fig. 4.29 - *Mappa areale del rapporto ponderale di emissione CH_4/CO_2*

In effetti, in accordo alla mappa di Fig. 4.29, si nota come i valori risultanti del rapporto ponderale CH_4/CO_2 siano decisamente superiori alla soglia di 0,4 in tutto il settore nord-orientale del *Bacino 3*, con picchi addirittura al di sopra del livello 3,2. Tale condizione di emissione di biogas prevalentemente “maturo” trova una qualche conferma indiretta nell’indicazione, fornita dal gestore dell’impianto di discarica, di un contenuto percentuale assai consistente di metano rilevato nel gas in aspirazione da taluni pozzi biogas localizzati per l’appunto nella zona nord-orientale del bacino stesso.

Fascia esterna

Per valutare eventuali migrazioni laterali dal corpo rifiuti si è provveduto al campionamento ed alla conseguente mappatura dei flussi di emissione in una fascia di terreno contigua al *Bacino 2*.

Per quanto riguarda la presenza di flussi di anidride carbonica (Fig. 4.30a), si ritrovano flussi più elevati lungo il confine con il *Bacino 2* ed in particolar modo nello spigolo nord-occidentale confinante tra il *Bacino 2* e *Bacino 3*

Per quanto riguarda l’emissione di metano (Fig. 4.30b), è presente una concentrazione di flussi esterni maggiormente elevati in vicinanza dello spigolo inferiore del bordo perimetrale del *Bacino 2A*.

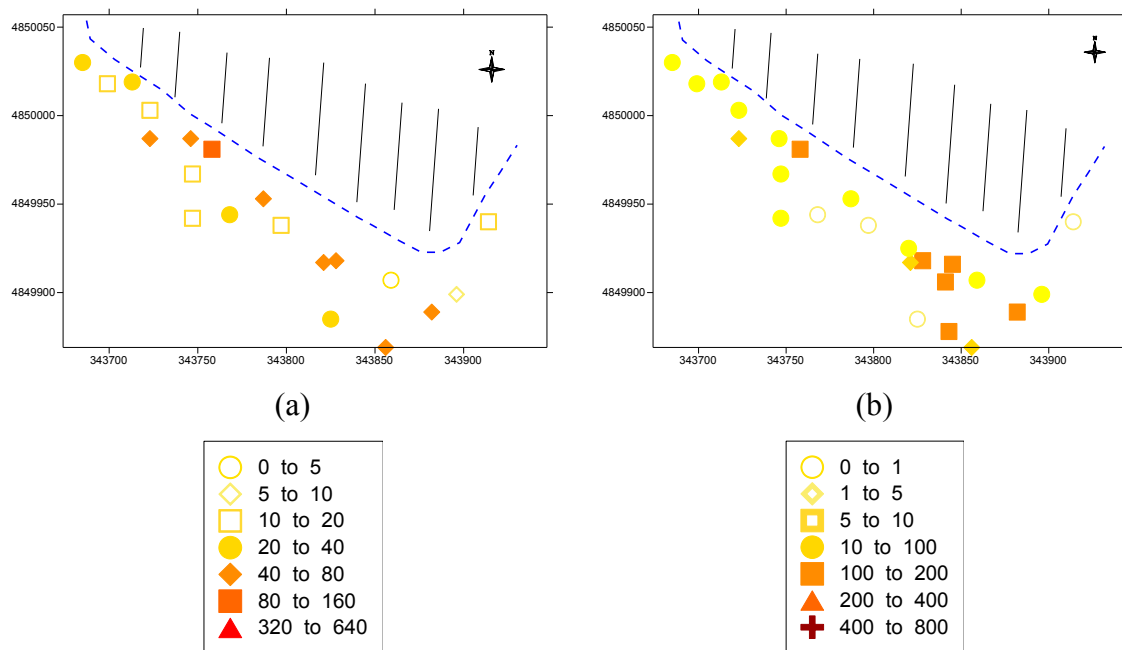


Fig. 4.30 - Mappatura delle emissioni di CO_2 (a) e CH_4 (b) in forma di mappe classifcative relative alla campagna d'indagine 2008

Campagna di monitoraggio Luglio 2009

Per una panoramica areale di sintesi, la Fig. 4.31 riporta utilmente la localizzazione dei punti di misura di flusso (CO_2 , CH_4) globalmente considerati nella campagna d'indagine 2009.

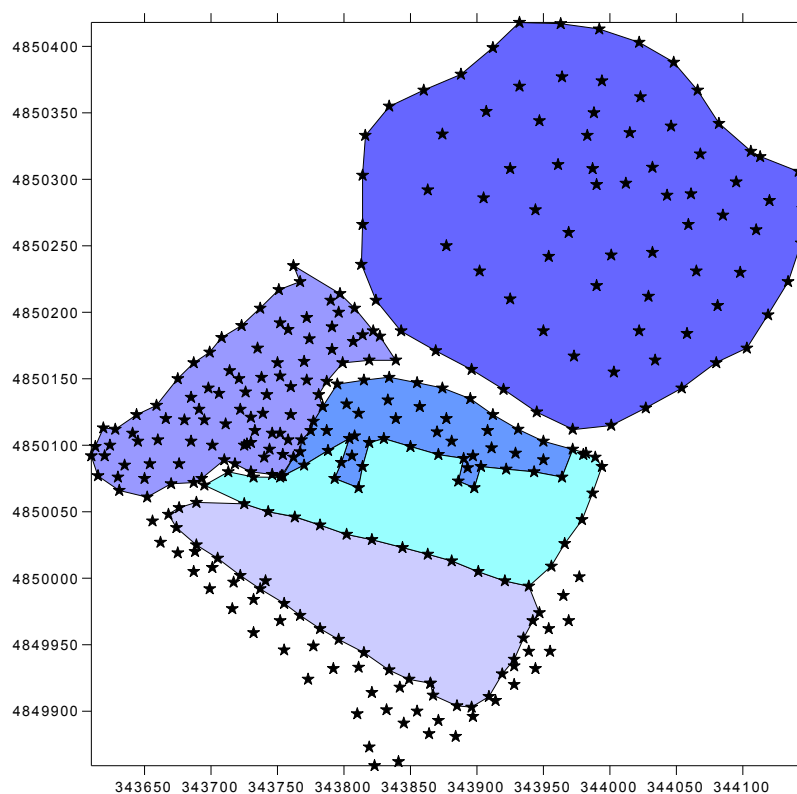


Fig. 4.31 - Localizzazione areale dei punti di misura di flusso (CO_2 , CH_4) globalmente considerati (n. 312 punti)

Occorre evidenziare che, differentemente rispetto alla precedente campagna d'indagine 2008, durante la campagna d'indagine 2009 l'intorno dei pozzi di captazione biogas localizzati entro il *Sotto-Bacino 2A* si è presentato con opportuna sigillatura del telo in HDPE (Fig. 4.32), eliminante di fatto le fenditure/aperture della copertura artificiale riscontrate durante l'indagine precedente. Inoltre, durante la conduzione della presente campagna, si è proceduto alla georeferenziazione di tutti i pozzi di captazione biogas localizzati nel *Bacino 1*, nei *Sotto-Bacini 2A, 2B* e nel *Bacino 3* del corpo della discarica.

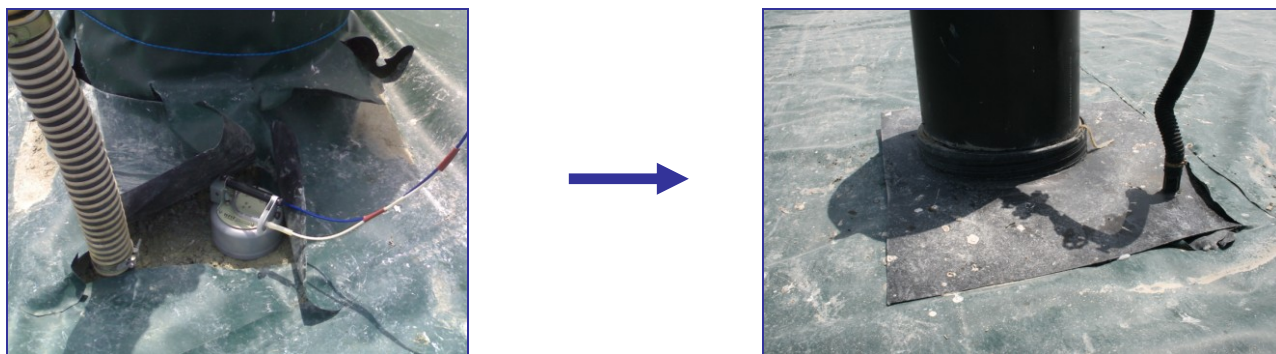


Fig. 4.32 - Particolare dell'avvenuta sigillatura del telo impermeabile nell'intorno dei pozzi di captazione biogas localizzati nel *Sotto-Bacino 2A*

Funzionalmente alla presentazione ed analisi critica delle mappe di flusso, è stato considerato utile riportare nella seguente Tab. 4.7, ed in maniera disaggregata per ciascuna sottostazione d'estrazione biogas, le medie delle depressioni applicate e dei tenori di metano ed ossigeno presenti nel biogas estratto, con riguardo ai seguenti intervalli temporali di riferimento: 1- 3 Luglio 2009, con soltanto estrazione di biogas sufficiente per mandare in temperatura la torcia; mattina 3-13 Luglio 2009, con rodaggio motore e progressivo raggiungimento delle condizioni di regime; 14-17 Luglio 2009, quali giornate di svolgimento della campagna di monitoraggio; infine, intero mese Luglio 2009. In particolare, con riferimento alle sottostazioni di estrazione biogas del *Bacino 1* (Sottostazioni di Regolazione, SRA, SRB, SRC e SRD), i dati medi di tenore di CH₄ e O₂ relativamente ai giorni iniziali mensili di funzionamento della sola torcia (1-3 luglio 2009) e di successivo rodaggio progressivo regime motore (3-13 luglio 2009) evidenziano comparativamente la scarsa qualità del biogas estratto dai settori "B" e "C" (peraltro con depressioni comparativamente assai modeste, rispetto ai settori rimanenti "A" e "D"). A causa di tale scarsa qualità, è susseguita la circostanza gestionale di chiusura dei settori "B" e "C". Con riferimento, invece, alle sottostazioni di estrazione di biogas nel secondo e terzo modulo (SRE, SRF, SRG e SRH), dai dati mensili di Tab. 4.7 si osserva che la "Stazione di Regolazione E", connessa a pozzi "E" localizzati in maniera predominante nel *Bacino 2A*, con completa sigillatura artificiale in HDPE e, peraltro, distanti dal *Bacino 3* attualmente in coltivazione, presenta comparativamente il più basso tenore in O₂ nel

biogas estratto, a probabile indicazione della limitazione di aspirazione eventuale di aria atmosferica.

Tab. 4.7 - Sottostazioni di estrazione biogas: medie delle depressioni applicate e dei tenori di CH₄ e O₂ con riferimento a fasi temporali rappresentative per l'indagine 2009

	S RA	S RB	S RC	S RD	SR E	SR F	SR G	SR H
Giorni campagna di misura di flusso (14-17 Luglio)								
Depressi oni [mm H₂O]	- 31,1	0, 0	0, 0	- 5,8	- 593,5	- 454,1	- 593,7	- 127,5
CH₄ [%]	34 ,8	0, 0	0, 0	35 ,4	34, 5	36, 2	30, 0	32, 7
O₂ [%]	0, 4	0, 0	0, 0	3, 8	1,2	2,7	3,7	3,7
Giorni mensili precedenti con funzionamento soltanto della torcia (1- mattina 3 Luglio)								
Depressi oni [mm H₂O]	- 17,8	- 3,3	- 8,0	- 26,8	- 42,2	- 39,8	- 73,6	- 2,0
CH₄ [%]	44 ,3	34 ,0	26 ,9	39 ,0	41, 6	52, 6	59, 2	60, 4
O₂ [%]	0, 0	5, 7	7, 9	0, 0	3,1	1,2	0,0	0,0
Giorni mensili precedenti con rodaggio-progressivo regime motore (3-13 Luglio)								
Depressi oni [mm H₂O]	- 23,4	- 7,8	- 5,8	- 19,4	- 416,9	- 327,7	- 450,7	- 86,4
CH₄ [%]	36 ,2	16 ,8	27 ,4	30 ,5	36, 4	38, 7	41, 2	38, 0
O₂ [%]	0, 3	4, 6	4, 0	2, 6	1,9	3,0	1,7	2,6
Luglio								
Depressi oni [mm H₂O]	- 26,1	- 22,9	- 2,6	- 11,8	- 432,9	- 355,6	- 435,0	- 89,7
CH₄ [%]	35 ,9	17 ,5	11 ,5	31 ,9	35, 8	40, 0	36, 9	38, 8
O₂ [%]	0, 4	3, 0	2, 0	2, 9	1,7	2,5	2,7	2,6

Le sottostazioni “G” e “H”, connesse rispettivamente a pozzi “G” localizzati esclusivamente all’interno del *Bacino 3* ed a pozzi “H” localizzati anche nel *Bacino 3*, presentano (nonostante riguardino un bacino di recente attivazione) tenori medi di metano nel biogas estratto comparabili con i due restanti settori (E ed F).

Bacino 1

Per quanto riguarda il *Bacino 1* in Fig. 4.33 sono riportate le mappe areali dei flussi di CO₂ e di CH₄ dell’indagine 2009.

Per quanto riguarda le emissioni di anidride carbonica si notano innanzitutto le dispersioni diffuse interne sopra la soglia di fondo di 5 g m⁻²d⁻¹ attribuita all’emissione da suoli naturali. Tali dispersioni sono maggiori rispetto alla mappa relativa all’indagine dello scorso anno (cfr Fig. 4.21). Ad esse sono associate dispersioni laterali lungo i bordi perimetrali S-SO e N-NO, che potrebbero essere dovute a valori inferiori di spessore dello strato di argilla (di riprofilatura morfologica) nelle zone perimetrali del Bacino.

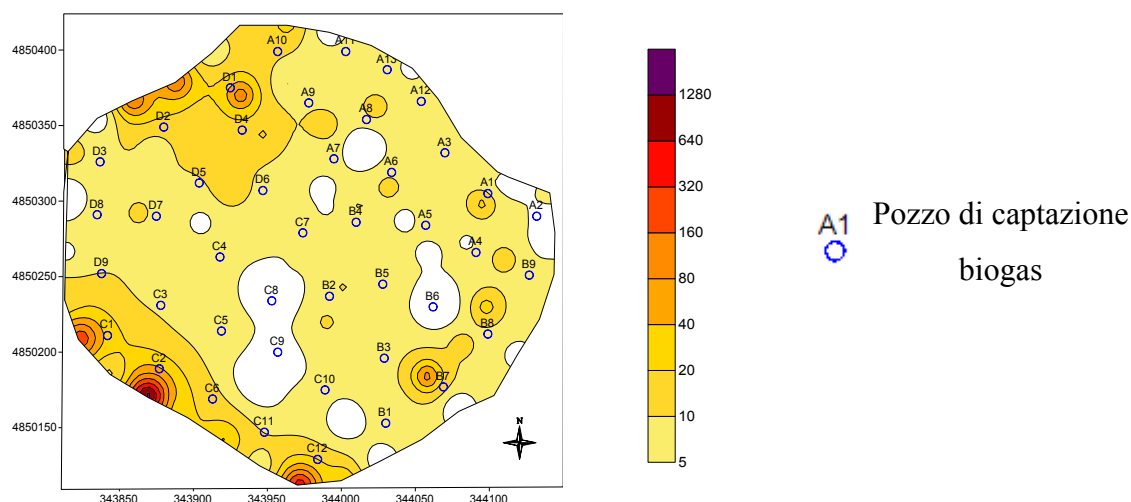


Fig. 4.33 - Mappa degli isoflussi di CO₂ per il Bacino 1 relativo alla Campagna 2009

Anche per le emissioni di metano (Fig. 4.34) il bacino è caratterizzato da diffusioni interne, ma leggermente diminuite rispetto a quelle osservate nella precedente indagine (cfr. Fig. 4.22), tuttavia, come per i flussi di CO₂, sono aumentate le dispersioni laterali. Si notano, difatti, dispersioni laterali oltre il livello di 5 g·m⁻²d⁻¹ localizzate in maniera continuativa lungo il bordo perimetrale nord-est e quello ovest/nord-ovest e un picco di flusso molto elevato nell’area occidentale del perimetro.

Si può osservare come i predetti bordi perimetrali (nord-est e ovest/nord-est) siano rispettivamente interessati dai pozzi “A” e “D”, che fanno parte dei pozzi delle stazioni di regolazione effettivamente attivi in termini di estrazione biogas durante l’attuale campagna d’indagine 2009. Le

altre stazioni di regolazione, presenti nel *Bacino 1*, che interessano i pozzi “B” e “C”, sono state infatti chiuse per il basso tenore di metano riscontrato (come osservato nella Tab. 4.7).

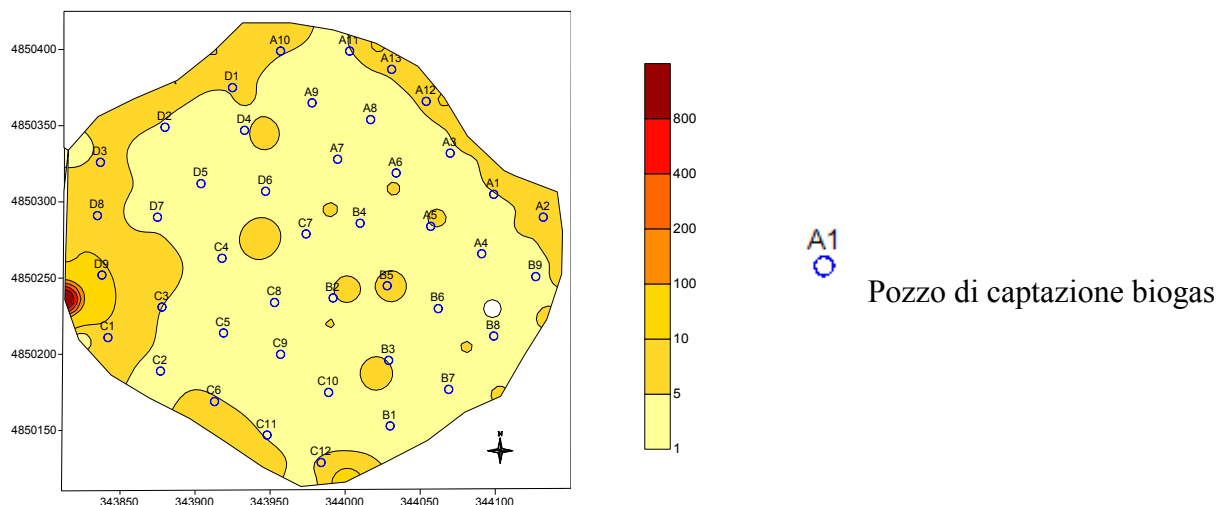


Fig. 4.34 - Mappa degli isoflussi di CH_4 per il *Bacino 1* relativo alla campagna 2009

Bacino 2

La situazione relativa al *Bacino 2* merita qualche attenzione in più in quanto una porzione del modulo è stata ricoperta con telo impermeabile. Questa soluzione temporanea, adottata nel 2008, ha fatto sì che, mentre per la parte non coperta da telo (*Bacino 2B*) si è potuto provvedere alla costruzione delle carte di isoflusso per le emissioni di CO_2 e CH_4 , per la parte del modulo ricoperta dal telo (*Bacino 2A*) è stato possibile effettuare esclusivamente la mappatura del perimetro e di alcuni punti all'interno di esso e la susseguente elaborazione dei dati in forma di mappe classificative.

In Figg. 4.35 e 4.36 sono riportate le mappe classificative riguardanti i flussi di CO_2 e CH_4 misurati lungo il perimetro del *Bacino 2A*, lungo la stradella di accesso al *Bacino 3* che divide questo modulo in due porzioni e in qualche punto all'interno del modulo.

Per quanto riguarda le emissioni di CO_2 , (Fig. 4.35) sono stati rilevati flussi al di sotto del valore soglia di $5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, principalmente lungo la stradella di collegamento al *Bacino 3*. Lungo il perimetro si rilevano, invece, flussi elevati lungo il bordo nord-occidentale contiguo al *Bacino 3* e al *Bacino 2B*, già presenti nell'indagine del 2008 (cfr Fig. 4.23) e lungo il bordo sud-orientale.

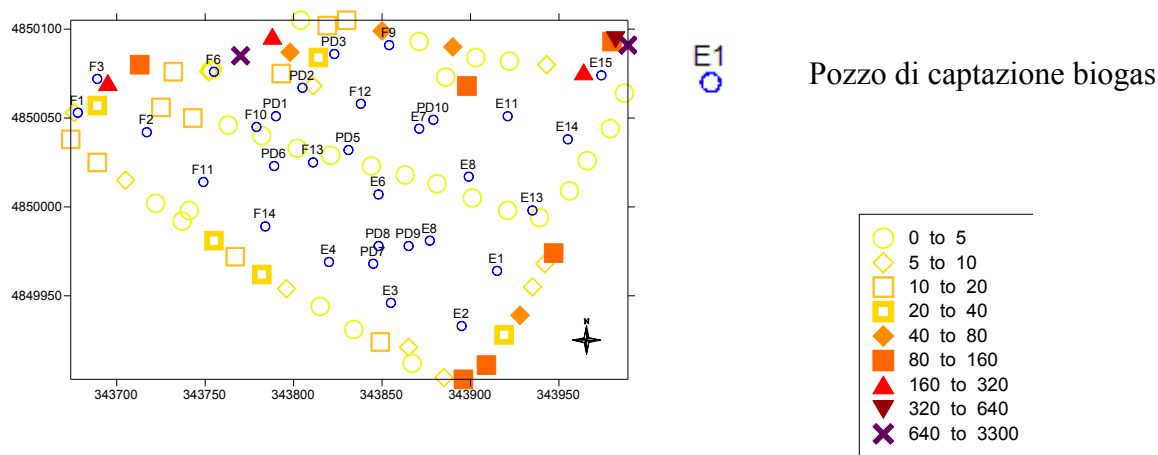


Fig. 4.35 - *Mapa classificativa dei flussi di CO₂ nel Bacino 2A per la campagna 2009*

Per quanto riguarda le emissioni di metano (Fig. 4.36) esse sono concentrate principalmente lungo il settore nord-occidentale del modulo.

La rilevazione di flussi più bassi (per entrambi i gas) lungo la strada di collegamento al *Bacino 3* rispetto al 2008, invece, può essere dovuta al passaggio dei mezzi pesanti che ha aumentato il grado di compattazione dei rifiuti sottostanti richiedendo una continua aggiunta di terreno per stabilizzare la strada e determinando uno spessore elevato di terreno compattato che può aver creato condizioni di bassa permeabilità verticale.

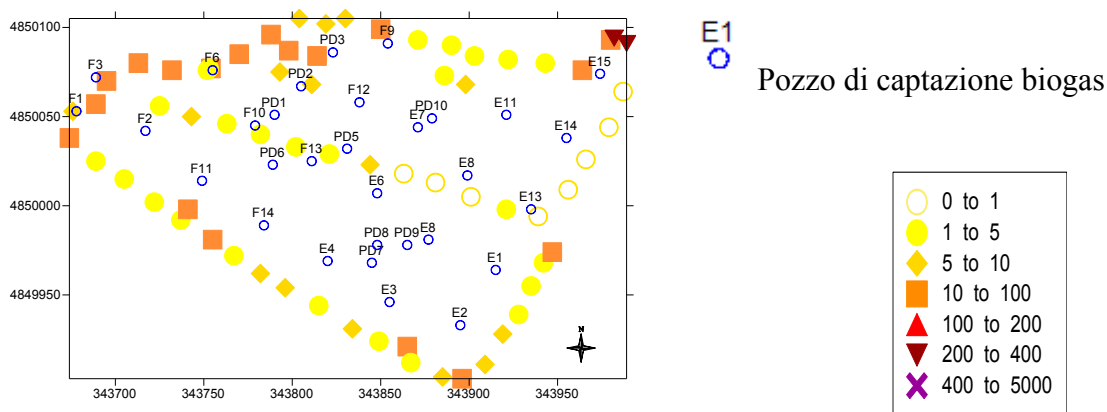


Fig. 4.36 *Mapa classificativa dei flussi di CH₄ nel Bacino 2A per la campagna 2009*

Nella Figure 4.37 e 4.38 sono, invece, riportate le mappe degli isoflussi del *Bacino 2B* relative alle emissioni di anidride carbonica e di metano.

Dall'analisi delle mappe si nota come i flussi, sia per l'anidride carbonica che per il metano, siano diminuiti rispetto all'anno precedente. Questo discreto miglioramento si nota in particolar modo per i flussi di CO₂ (Fig. 4.37): è infatti aumentata l'estensione dell'area in cui non ci sono flussi al di sopra dei 5 g m⁻²d⁻¹ segnalata come soglia di emissione per i suoli naturali, inoltre, si sono ridotti i valori puntuali elevati. Difatti, si nota la scomparsa di zone con valori di flusso oltre i 1280 g m⁻²d⁻¹ registrati durante l'indagine del 2008. Anche per le dispersioni di metano si osserva la riduzione dei

picchi elevati di emissione. I flussi più elevati sono concentrati sulla parte meridionale del modulo senza telo (al confine della porzione ricoperta dal telo) dove, evidentemente, si concentrano alcuni dei flussi di biogas prodotti all'interno del *Bacino 2A*.

Nelle mappe di isoflusso per entrambi i gas si osserva una discontinuità presente al centro del modulo con evidenziate diffusioni interne nella parte occidentale contigua al *Bacino 3*. Tale condizione emissiva, già presente nel 2008 (cfr. Figg. 4.25-4.26), ma maggiormente visibile nella presente indagine, forse per via della evidente riduzione del flusso di biogas, potrebbe essere dovuto a discontinuità meccanico-fluide presenti nell'interno del corpo della discarica o a un diverso livello di compattazione dei rifiuti, probabile causa di una variazione nella permeabilità verticale.

Inoltre, la riduzione nel flusso di biogas emesso è probabilmente dovuto, come già ipotizzato nell'analisi statistica preliminare, al protrarsi di condizioni climatiche di tempo secco, che sebbene abbiano comportato una fratturazione nella copertura che potrebbe aver favorito l'efflusso di biogas verso l'esterno, hanno causato un rallentamento nella produzione di biogas. Difatti, essendo la metanogenesi sostenuta dall'umidità presente nei rifiuti, l'assenza prolungata di piogge ha ridotto la produzione di metano. Questa condizione è ancora più marcata per i rifiuti posti al di sotto del telo impermeabile.

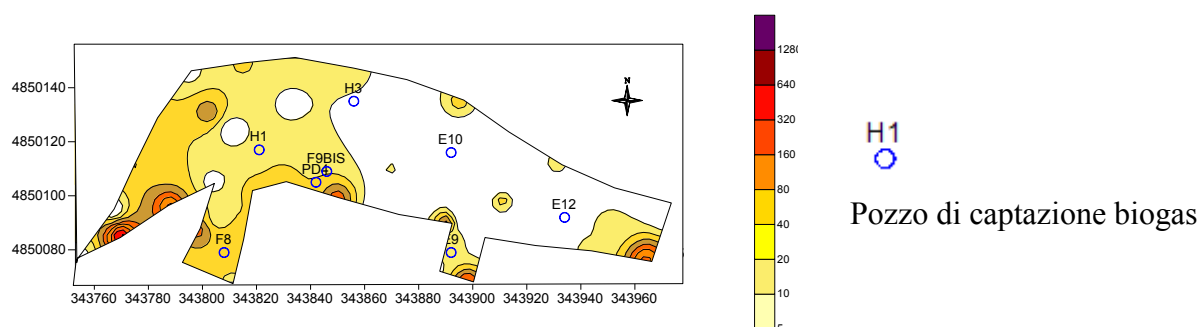


Fig. 4.37 - Mappa degli isoflussi di CO_2 per il Bacino 2B relativo alla campagna 2009

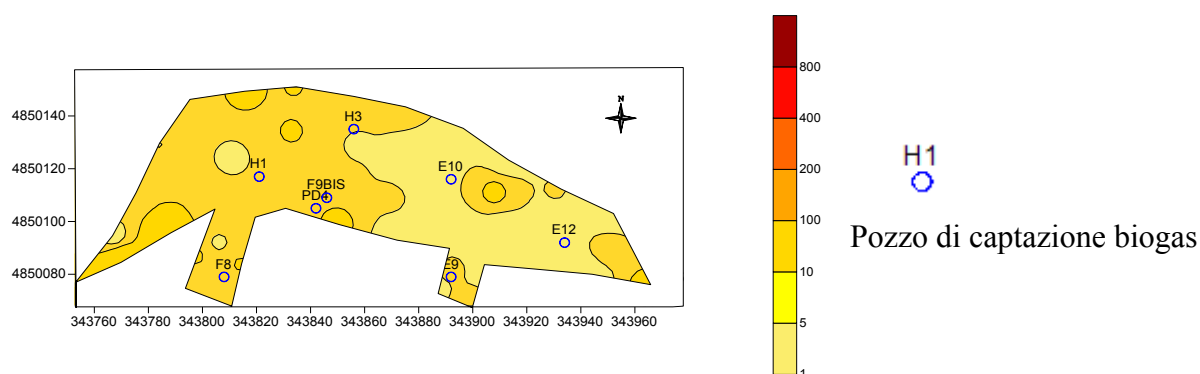


Fig. 4.38 - Mappa degli isoflussi di CH_4 per il Bacino 2B relativo alla campagna 2009

Bacino 3

Nelle figure 4.39 e 4.40 sono riportate le mappe areali relative ai flussi di anidride carbonica e metano rilevati durante l'indagine 2009. In questo modulo, in coltivazione dal 2008, si ha una diffusione interna con flussi piuttosto elevati sia per quanto riguarda l'anidride carbonica (Fig. 4.39) che per il metano (Fig. 4.40). Gli elevati flussi di CO_2 diffusi entro il corpo della discarica, in linea con quelli registrati durante la campagna di investigazione del 2008 (cfr Fig. 4.27), potrebbero trovare giustificazione nella più giovane età dei rifiuti per i quali predominano ancora condizioni ossidanti. Le emissioni elevate di metano per questo bacino, invece, meritano un'analisi più approfondita in quanto flussi così ricchi in CH_4 sono distintivi di un biogas "maturo". Prima di avere produzione di metano, nella generazione del biogas, infatti, sono in genere necessari diversi anni tra il periodo di latenza e le prime due fasi del processo di digestione anaerobica. Oltre a ciò bisogna sottolineare che la presenza di flussi bassi nel settore orientale non sono da considerarsi anomali, bensì dovuti ad un evidente impedimento nella fuoriuscita del biogas. Difatti in questo settore avviene l'accesso al bacino dei mezzi pesanti, di conseguenza i rifiuti sono ben compattati dal peso dei mezzi in transito e ricoperti da uno spesso strato di terreno.

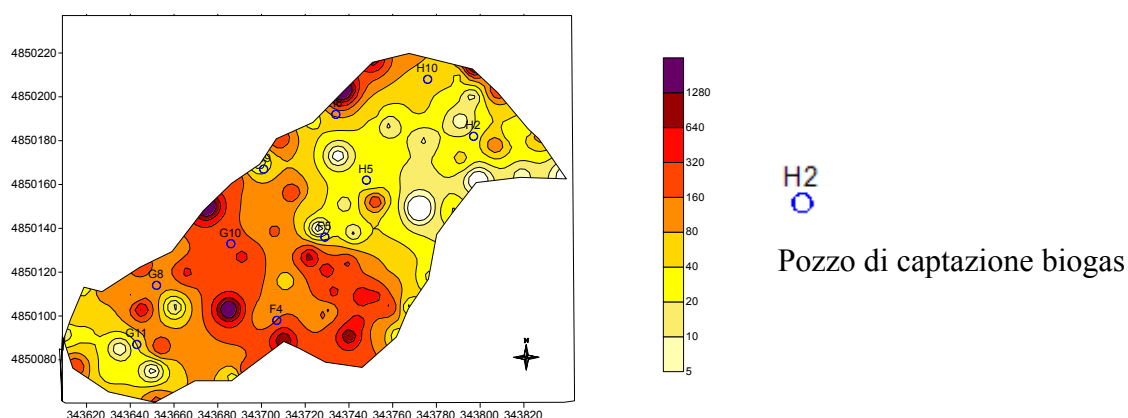


Fig. 4.39 - Mappa degli isoflussi di CO_2 per il Bacino 3 relativo alla campagna 2009

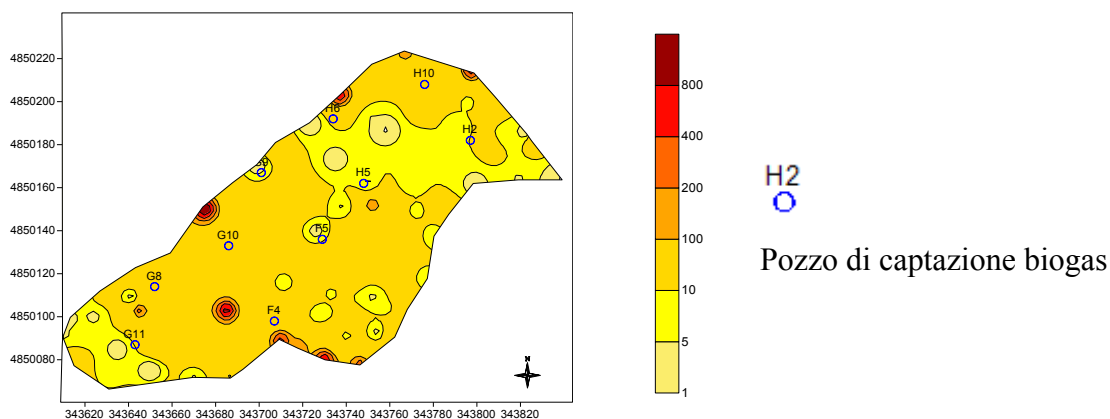


Fig. 4.40 - Mappa degli isoflussi di CH_4 per il Bacino 3 relativo alla campagna 2009

Fascia esterna

Per valutare eventuali migrazioni laterali dal corpo rifiuti si è provveduto al campionamento ed alla conseguente mappatura dei flussi di emissione in una fascia di terreno contigua al *Bacino 2*. Per la campagna d'indagine 2009 avendo a disposizione, contrariamente alla campagna del 2008, un maggior numero di punti di campionamento, è stato possibile creare una mappa di isoflussi come per gli altri settori della discarica. Per quanto riguarda la presenza di emissioni di anidride carbonica (Fig. 4.41a), si ritrovano flussi più elevati lungo il confine con il *Bacino 2* ed in particolar modo nello spigolo nord-occidentale confinante tra il *Bacino 2* e *Bacino 3*. Per quanto riguarda le emissioni di metano (Fig. 4.41b), si conferma la concentrazione di taluni flussi esterni maggiormente elevati in vicinanza dello spigolo inferiore del bordo perimetrale del *Bacino 2A*. Tale circostanza era già verificata (con una maggiore concentrazione di valori di flussi più elevati) nella precedente campagna d'indagine 2008 (cfr Fig. 4.30). Da notare, inoltre, nella zona centrale della Fig. 4.41b la presenza di un punto di emissione molto elevato (oltre i $400 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) che potrebbe essere dovuto alla presenza di uno sfiato nel sistema di captazione e collettamento biogas, difatti, nel punto anomalo, erano presenti dei palesi danni alla vegetazione (Fig. 4.42).

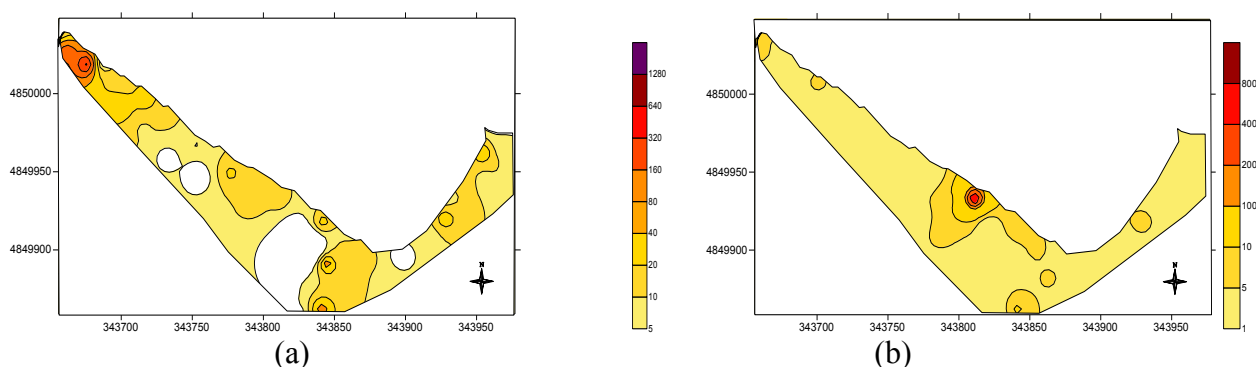


Fig. 4.41 - Mappatura delle emissioni relative alla campagna d'indagine 2009 per CO_2 (a) e CH_4 (b)



Fig. 4.42 - Punto di campionamento anomalo: presenza di danni alla vegetazione a causa di un elevato flusso di biogas emesso

Campagna di monitoraggio Luglio 2010

Per una panoramica areale di sintesi, la Fig. 4.43 riporta utilmente la localizzazione dei punti di misura di flusso (CO_2 , CH_4) globalmente considerati nella campagna d'indagine 2010.

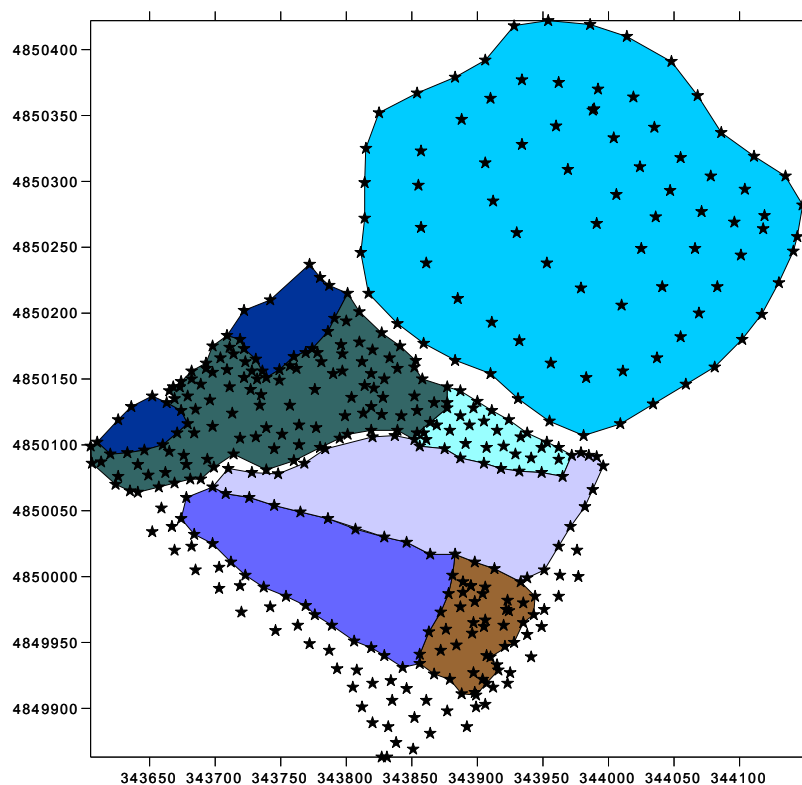


Fig. 4.43- Localizzazione areale dei punti di misura di flusso (CO_2 , CH_4) globalmente considerati (n. 391 punti)

Bacino 1

Nelle figure 4.44 e 4.45 sono riportate le mappe areali relative ai flussi di anidride carbonica e metano rilevati durante l'indagine 2010.

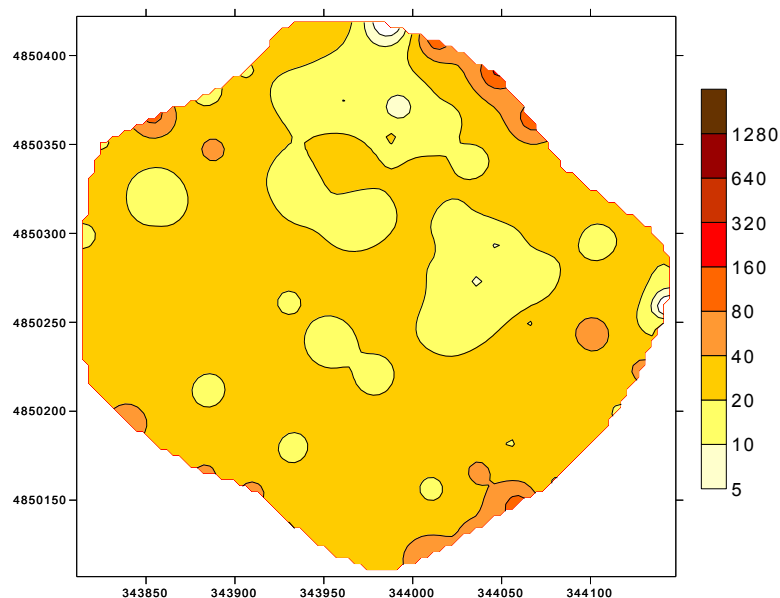


Fig. 4.44 - *Mappa degli isoflussi di CO₂ per il Bacino 1 relativo alla campagna 2010*

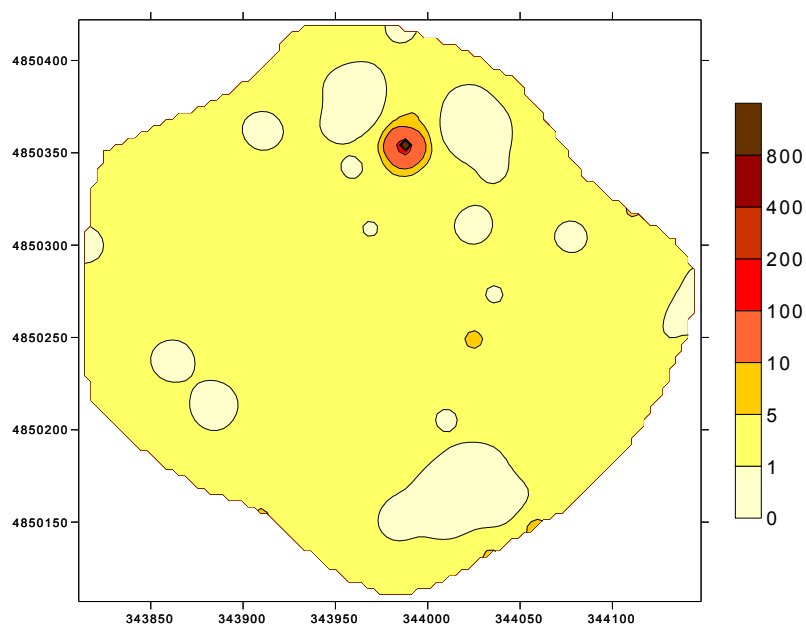


Fig. 4.45 - *Mappa degli isoflussi di CH₄ per il Bacino 1 relativo alla campagna 2010*

Per quanto riguarda le emissioni di anidride carbonica si notano innanzitutto le dispersioni diffuse interne sopra la soglia di fondo di $5 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ attribuita all'emissione da suoli naturali. Tali dispersioni sono maggiori rispetto alla mappa relativa all'indagine dello scorso anno (cfr Fig. 4.33). Ad esse sono associate dispersioni laterali lungo i bordi perimetrali SE e NO, tuttavia di entità inferiore rispetto agli anni precedenti, dovute a probabili problematiche strutturali lungo i bordi del bacino.

Anche per le emissioni di metano (Fig. 4.45) il bacino è caratterizzato da diffusioni interne, ma leggermente diminuite rispetto a quelle osservate nelle precedenti indagini (cfr. Fig. 4.34). Si può osservare come non siano presenti dispersioni laterali, ma soltanto una dispersione puntuale di elevata entità nella parte nord del bacino stesso. È assai probabile che tale condizione sia dovuta

all'effetto ossidativo della vegetazione presente durante i giorni di conduzione della campagna di monitoraggio 2010 (cfr. Fig. 3.21) conseguenza della traslocazione di ossigeno alle radici. Giunto alle radici, infatti, l'ossigeno che non viene utilizzato dalla pianta viene usato dai batteri presenti nella rizosfera (Romagnoli,2000), capaci pertanto di ossidare il metano ad anidride carbonica.

Bacino 2

Essendo una parte del *Bacino 2* ricoperta con telo impermeabile, dal 2008, è stato necessario disaggregare tale bacino in due porzioni: mentre per il settore non coperto da telo (*Bacino 2B*) si è potuto provvedere alla costruzione delle carte di isoflusso per le emissioni di CO₂ e CH₄, per la parte del modulo ricoperta dal telo (*Bacino 2A*) è stato possibile effettuare esclusivamente la mappatura del perimetro e la susseguente elaborazione dei dati in forma di mappe classificative.

In Figg. 4.46 e 4.47 sono riportate le mappe classificative riguardanti i flussi di CO₂ e CH₄ misurati lungo il perimetro del *Bacino 2A*, lungo la stradella di accesso al *Bacino 3* che divide questo modulo in due porzioni. Per quanto riguarda le emissioni di CO₂, (Fig. 4.46) anche per la presente campagna di monitoraggio sono stati rilevati flussi al di sotto del valore soglia di 5 g m⁻²d⁻¹, principalmente lungo la stradella di collegamento al *Bacino 3*. Lungo il perimetro si rilevano, invece, flussi maggiormente elevati lungo il bordo nord-occidentale contiguo al *Bacino 3* e al *Bacino 2B*, già presenti nell'indagine del 2008 (cfr Fig. 4.23) e lungo il bordo sud-orientale.

Per quanto riguarda le emissioni di metano (Fig. 4.47) esse sono concentrate principalmente lungo il settore nord-occidentale del modulo, in particolare in corrispondenza di limitate aperture nel telo, ancora presenti in tale zona.

La rilevazione di flussi più bassi (per entrambi i gas) lungo la strada di collegamento al *Bacino 3* può essere dovuta al passaggio dei mezzi pesanti che ha aumentato il grado di compattazione dei rifiuti sottostanti richiedendo una continua aggiunta di terreno per stabilizzare la strada e determinando uno spessore elevato di terreno compattato che può aver creato condizioni di bassa permeabilità verticale.

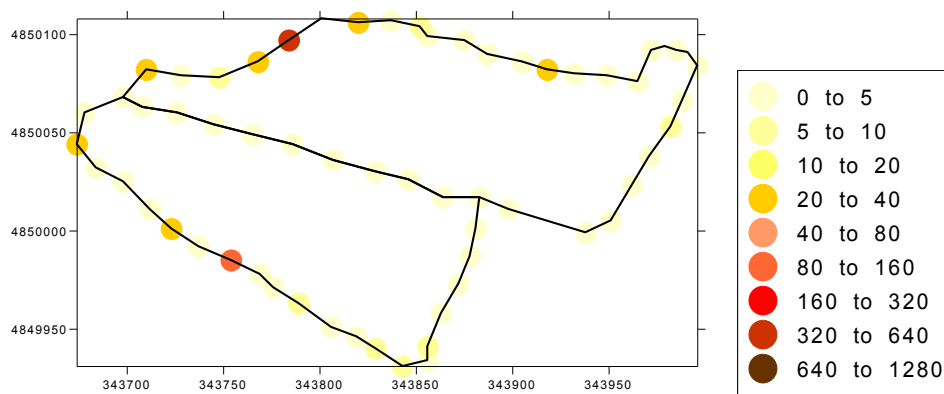


Fig. 4.46 - Mappa degli isoflussi di CO₂ per il Bacino 2A relativo alla campagna 2010

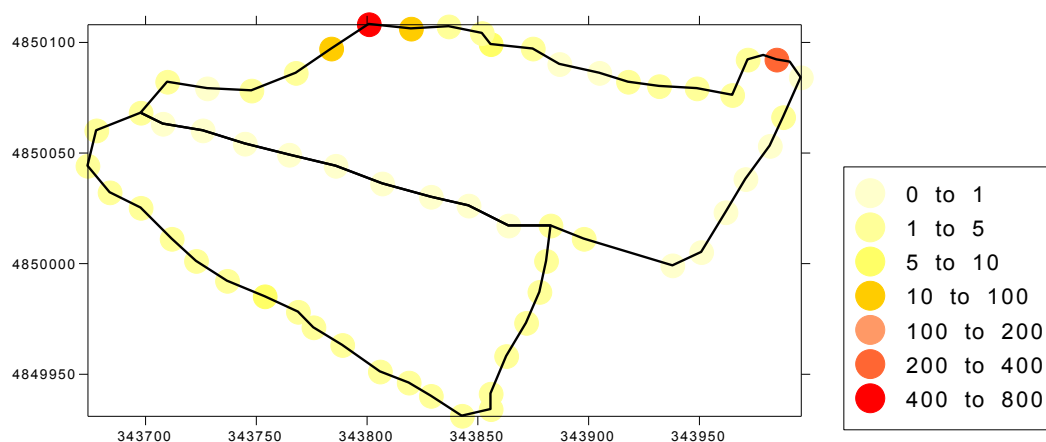


Fig. 4.47 - *Mapa degli isoflussi di CH₄ per il Bacino 2A relativo alla campagna 2010*

Nella Figure 4.48 e 4.49 sono, invece, riportate le mappe degli isoflussi del *Bacino 2AF* relative alle emissioni di anidride carbonica e di metano.

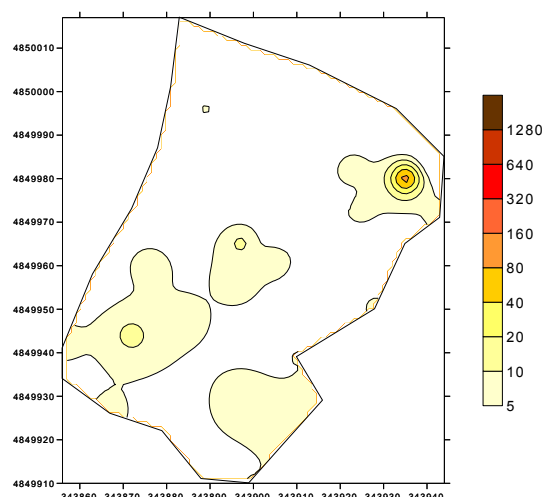


Fig. 4.48 - *Mapa degli isoflussi di CO₂ per il Bacino 2AF relativo alla campagna 2010*

Per quanto riguarda le emissioni di anidride carbonica, si può affermare che è presente una vasta area in cui tali flussi risultano praticamente assenti, in virtù anche della maggiore solubilità di CO₂ in acqua, ad eccezione di un punto, localizzato nella parte nord-orientale della mappa, in cui è presente una maggiore concentrazione di anidride carbonica in emissione. Da un'ispezione visiva di tale area durante il monitoraggio, i fanghi abbancati apparivano ancora molto umidi, tanto da rendere pressoché impraticabile il movimento su quella superficie per il pericolo grave di sprofondamento.

Per quanto riguarda i flussi di metano, come si evince dalla Fig. 4.49, si osservano dispersioni diffuse lungo tutto il bacino. Tale condizione può essere dovuta alla possibile presenza, già nella massa di fango, di una biomassa autoctona anaerobica acclimatata che abbia accelerato il processo di degradazione anaerobica, dando quindi vita ad una maggiore produzione di metano.

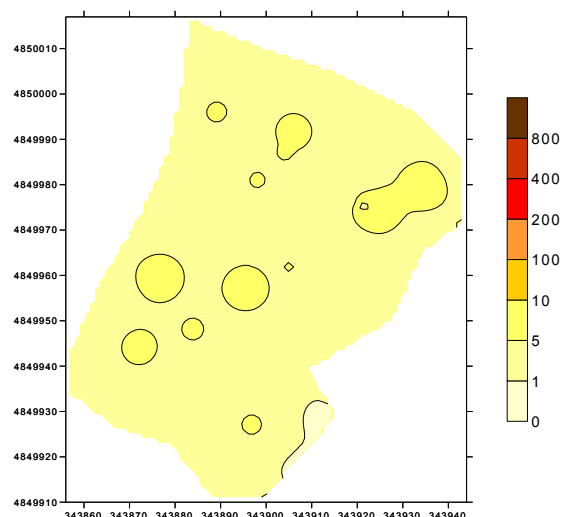


Fig. 4.49 - Mappa degli isoflussi di CH_4 per il Bacino 2AF relativo alla campagna 2010

Nella Figure 4.50 e 4.51 sono, infine, riportate le mappe degli isoflussi del *Bacino 2B* relative alle emissioni di anidride carbonica e di metano.

Dall'analisi delle mappe si nota come i flussi, sia per l'anidride carbonica che per il metano, siano diminuiti rispetto all'anno precedente. Questo discreto miglioramento si nota in particolar modo per i flussi di CO_2 (Fig. 4.37): è infatti aumentata l'estensione dell'area in cui non ci sono flussi al di sopra dei $5 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ segnalata come soglia di emissione per i suoli naturali, inoltre, si sono ridotti i valori puntuali elevati. Un unico valore puntuale elevato, riscontrabile sia per i flussi di anidride carbonica che di metano, nella zona prossima al *Bacino 3*, è stato rilevato nei pressi del pozzo E10, sintomo di una possibile anomalia nel sistema di captazione biogas in corrispondenza di esso.

Nelle mappe di isoflusso per entrambi i gas non è più osservabile la discontinuità presente al centro del modulo già nelle mappe del 2008 (cfr. Figg. 4.25-4.26); ciò potrebbe essere dovuto all'estensione del *Bacino 3* verso ovest, con una conseguente riduzione areale del *Bacino 2* che potrebbe aver annullato le discontinuità meccanico-fluidi eventualmente presenti nell'interno del corpo della discarica.

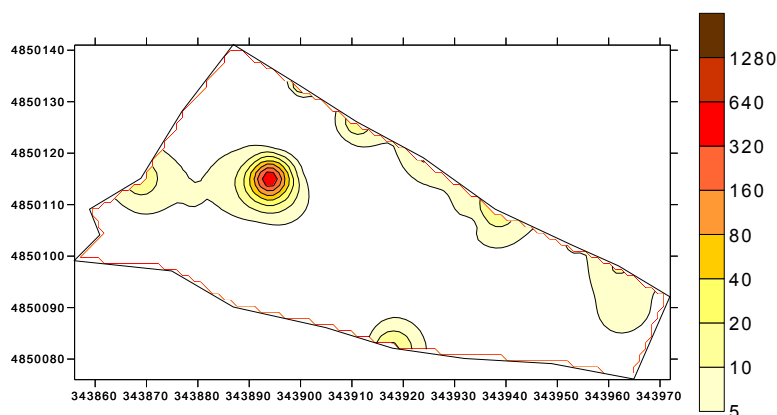


Fig. 4.50 - Mappa degli isoflussi di CO_2 per il Bacino 2B relativo alla campagna 2010

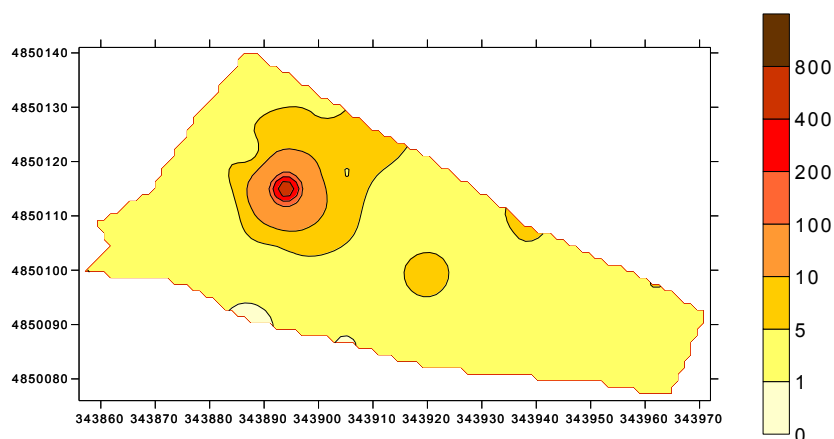


Fig. 4.51 - Mappa degli isoflussi di CH_4 per il Bacino 2B relativo alla campagna 2010

Bacino 3

Nelle figure 4.52 e 4.53 sono riportate le mappe areali relative ai flussi di anidride carbonica e metano rilevati durante l'indagine 2010.

In questo modulo, in coltivazione dal 2008, si ha una diffusione interna con picchi piuttosto elevati sia per quanto riguarda l'anidride carbonica (Fig. 4.52) che per il metano (Fig. 4.53). L'aspetto positivo, necessario da evidenziare per la presente campagna, è la mancanza di elevate dispersioni perimetrali, segno non solo di una corretta conduzione del sito da parte del gestore, ma anche dell'assenza di vie preferenziali di fuga del biogas verso l'esterno della discarica.

Gli elevati flussi di CO_2 concentrati entro il corpo della discarica potrebbero trovare giustificazione nella più giovane età dei rifiuti per i quali predominano ancora condizioni ossidanti. Le emissioni elevate di metano per questo bacino, invece, meritano un'analisi più approfondita in quanto flussi così ricchi in CH_4 , in particolare nella zona dove risultano abbancati i rifiuti "freschi", sono distintivi di un biogas "maturo". Prima di avere produzione di metano, nella generazione del biogas, infatti, sono in genere necessari diversi anni tra il periodo di latenza e le prime due fasi del processo di digestione anaerobica.

Oltre a ciò bisogna sottolineare che la presenza di flussi bassi nel settore orientale e in quello centrale non sono da considerarsi anomali, bensì dovuti ad un evidente impedimento nella fuoriuscita del biogas. Difatti in questo settore avviene l'accesso al bacino dei mezzi pesanti, di conseguenza i rifiuti sono ben compattati dal peso dei mezzi in transito e ricoperti da uno spesso strato di terreno.

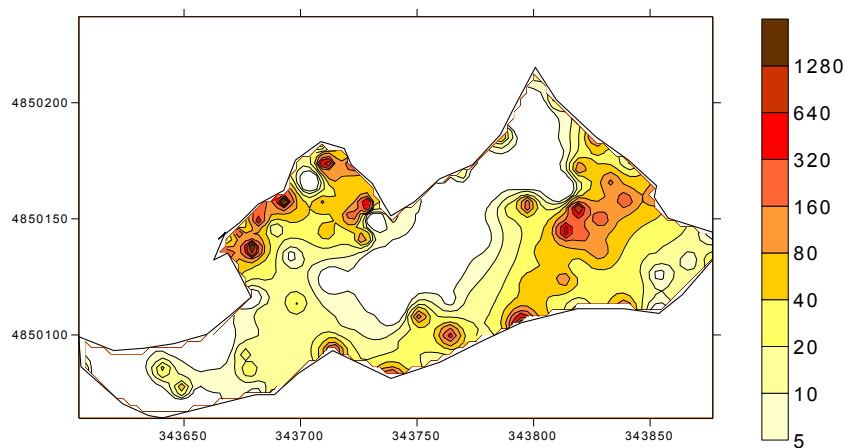


Fig. 4.52 - Mappa degli isoflussi di CO_2 per il Bacino 3 relativo alla campagna 2010

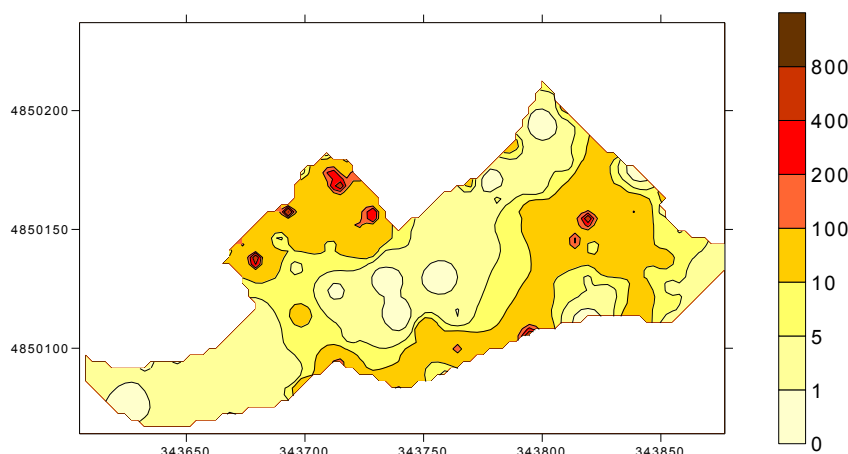


Fig. 4.53 - Mappa degli isoflussi di CH_4 per il Bacino 3 relativo alla campagna 2010

Fascia esterna

Per valutare eventuali migrazioni laterali dal corpo rifiuti si è provveduto al campionamento ed alla conseguente mappatura dei flussi di emissione in una fascia di terreno contigua al *Bacino 2*. Anche per la campagna d'indagine 2010 avendo a disposizione, contrariamente alla campagna del 2008, un maggior numero di punti di campionamento, è stato possibile creare una mappa di isoflussi come per gli altri settori della discarica.

Per quanto riguarda la presenza di emissioni di anidride carbonica (Fig. 4.54), si ritrovano flussi più elevati lungo il confine con il *Bacino 2* ed in particolar modo nello spigolo sud-orientale confinante tra il *Bacino 2A* e *Bacino 2AF*.

Per quanto riguarda le emissioni di metano (Fig. 4.55), non ci sono flussi al di sopra dei $5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in tutta l'area monitorata, a conferma ancora una volta, dell'elevata qualità gestionale del sito.

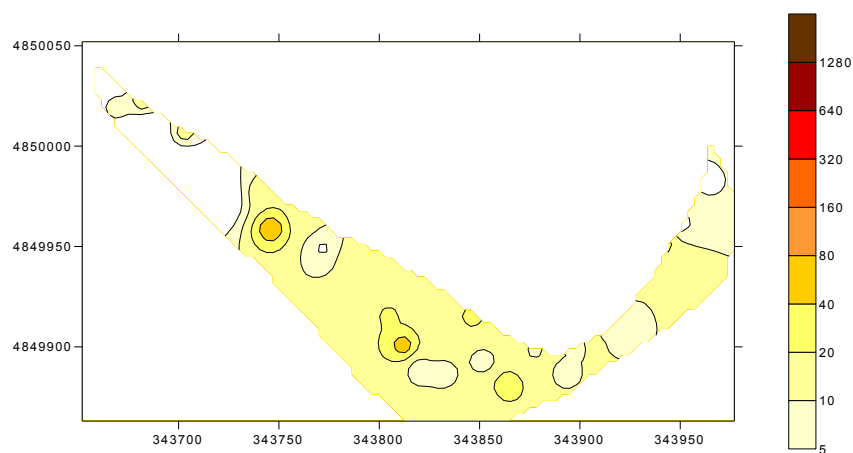


Fig. 4.54 - *Mapa degli isoflussi di CO₂ per la Fascia esterna relativo alla campagna 2010*

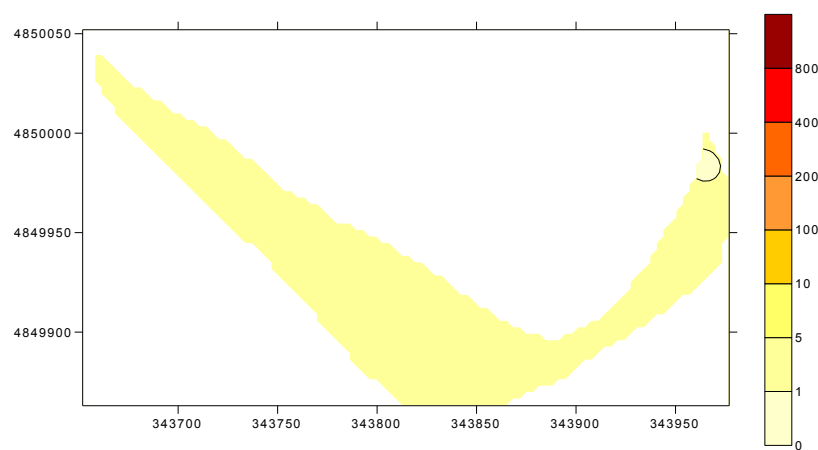


Fig. 4.55 - *Mapa degli isoflussi di CH₄ per la Fascia esterna relativo alla campagna 2010*

4.1.5 Caratterizzazione selettiva delle emissioni

Utile all'analisi è la caratterizzazione selettiva dei valori di flusso di misura in coppia (CO₂ e CH₄) per singolo settore di generazione.

Si riportano in seguito (Fig. 4.65-4.73) i diagrammi binari delle emissioni volumetriche di CH₄ [L m⁻² d⁻¹] contro le emissioni volumetriche di CO₂ [L m⁻² d⁻¹], risultanti dalle misure puntuali di flusso per ciascun bacino di discarica, per le campagne di monitoraggio 2009 e 2010.

Per ciascun diagramma vengono definite alcune zone caratterizzanti una tipica fase nel processo di maturazione del biogas. Più precisamente, sono definite le seguenti condizioni:

- il rapporto volumetrico $\text{CH}_4/\text{CO}_2 = 1$ (Raco et al., 2008): definisce due regioni complementari del diagramma, l'una con maggiore presenza di metano ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1$) e l'altra di anidride carbonica ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 < 1$);
- la condizione volumetrica $\text{CH}_4/\text{CO}_2 = 0,6$ quale approssimativamente rappresentativa di una composizione tipica di biogas di discarica durante la fase metanigena stabile (CH₄ 38% vol., CO₂ 60% vol.; Damiani & Gandolla, 1992);

- la condizione volumetrica $\text{CH}_4/\text{CO}_2 = 1,2$ (Bilitewski et al., 2000), quale approssimativamente rappresentativa di una composizione tipica di biogas da discarica durante la fase metanigena stabile (CH_4 55% vol., CO_2 45% vol.).
- per valori collocati al di sotto della retta indicante la fase metanigena instabile è individuata una fase più giovane nella produzione del biogas riconosciuta come *fermentazione acida* (o anaerobica non metanigena).

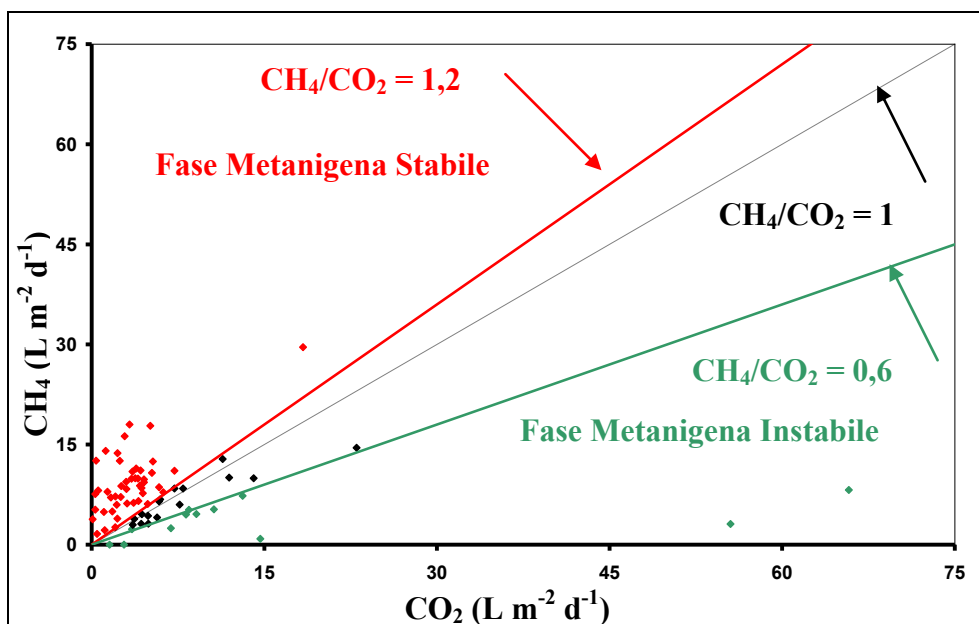


Fig. 4.65 - Campagna di monitoraggio 2009: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 1

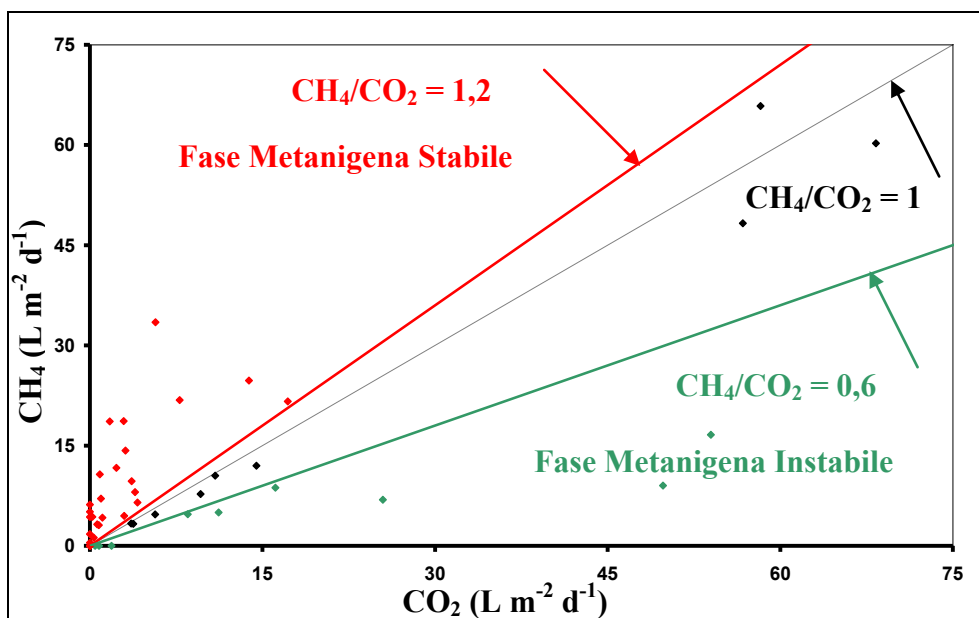


Fig. 4.66 - Campagna di monitoraggio 2009: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 2

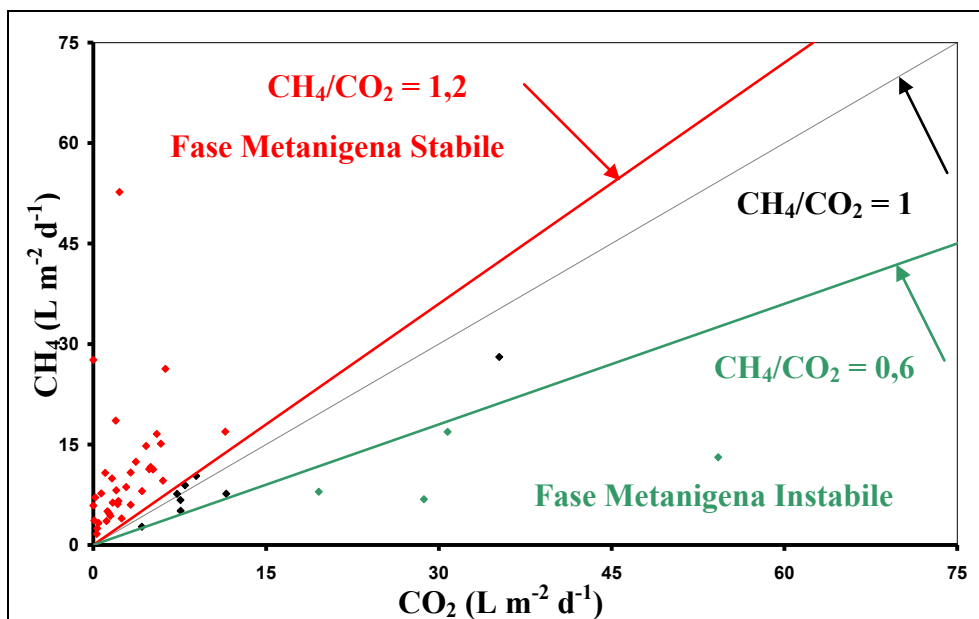


Fig. 4.67 - Campagna di monitoraggio 2009: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 2 B

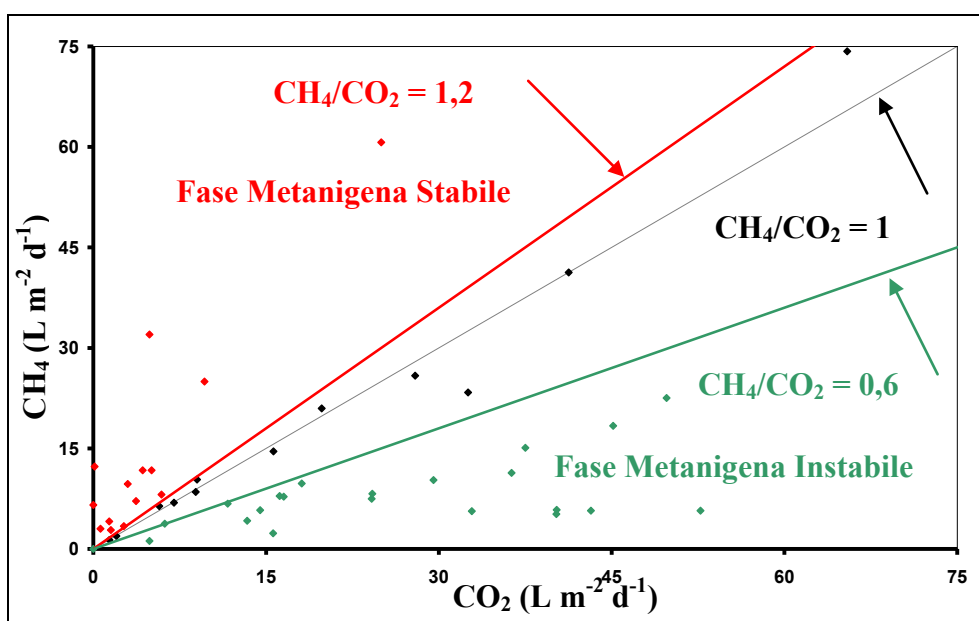


Fig. 1.68 - Campagna di monitoraggio 2009: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 3

L'analisi comparativa delle percentuali riportate suggerisce le seguenti considerazioni:

- nella sezione della discarica più vecchia e inattiva, *Bacino 1*, i flussi volumetrici sono distribuiti in maniera predominante nella regione definita da limiti tipici di condizioni metanigene stabili;
- nel *Bacino 3* una percentuale significativa dei flussi volumetrici ricade nella zona corrispondente ad una fase metanigena instabile, a riprova di un processo di digestione anaerobica non ancora innescatosi, data la “giovane età” del rifiuto abbancato.

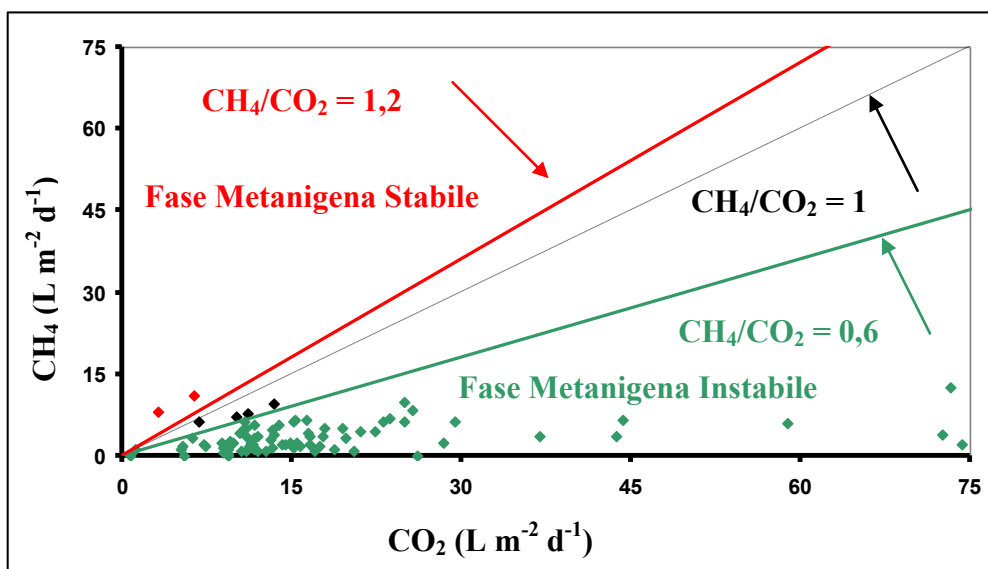


Fig. 4.69 - Campagna di monitoraggio 2010: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 1

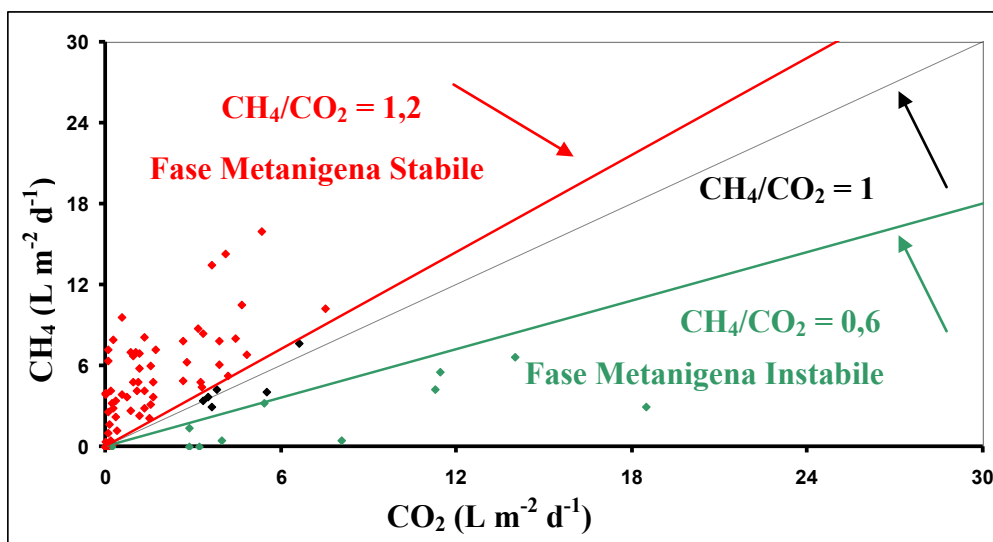


Fig. 4.70 - Campagna di monitoraggio 2010: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 2A

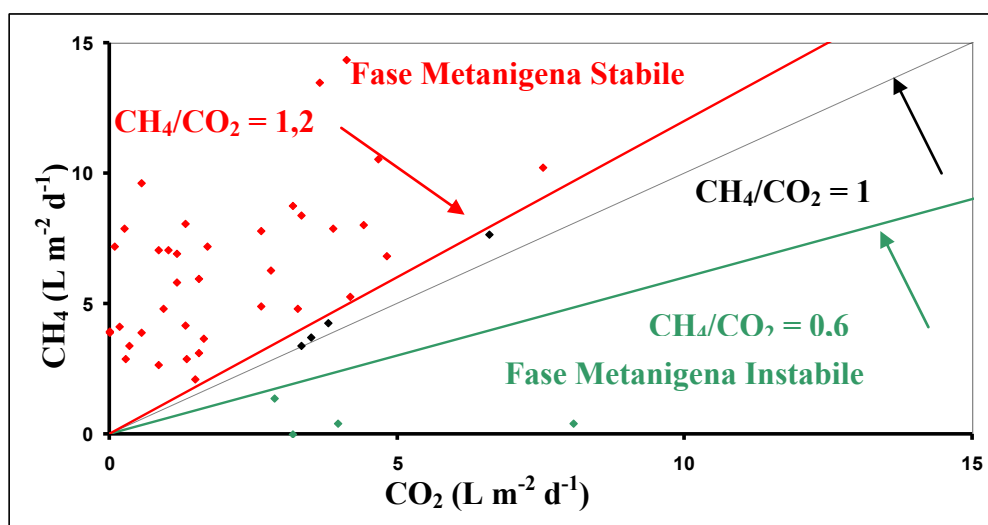


Fig. 4.71 - Campagna di monitoraggio 2010: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 2AF

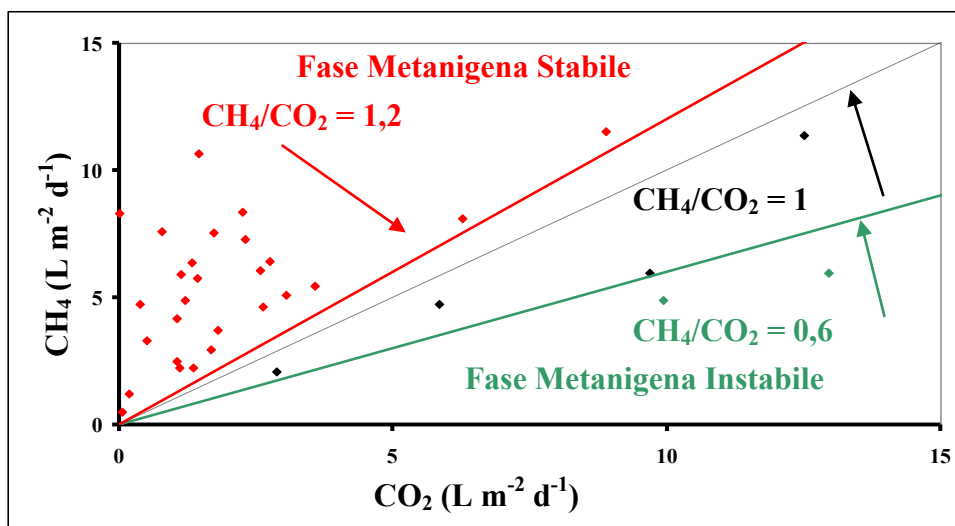


Fig. 4.72 - Campagna di monitoraggio 2010: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 2B

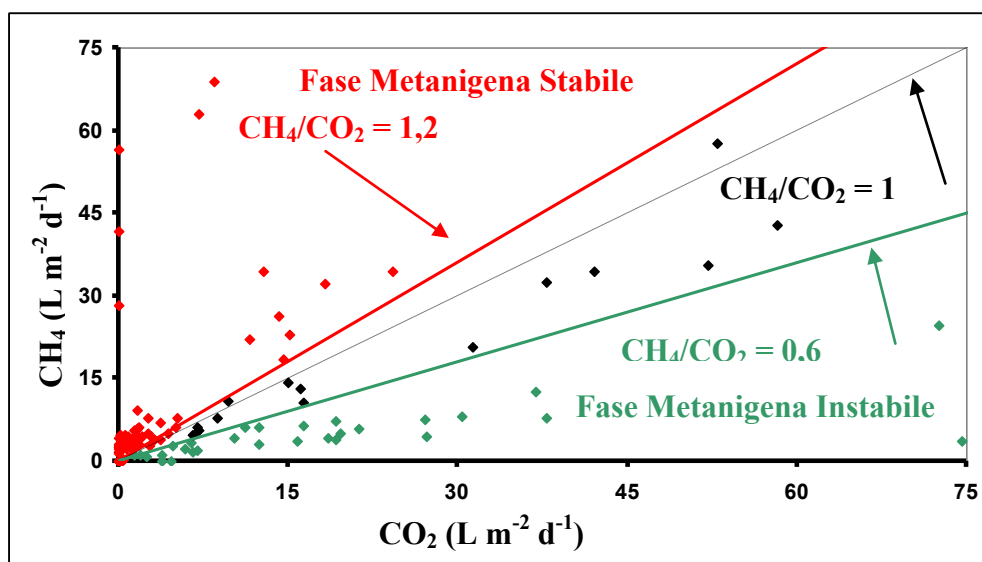


Fig. 4.73 - Campagna di monitoraggio 2010: diagramma binario di emissione relativo al Bacino 3B

L'analisi comparativa delle percentuali riportate suggerisce le seguenti considerazioni:

- nel *Bacino 1* a differenza degli anni precedenti, i punti si addensano nella *Fase Metanigena Instabile*, in netta contrapposizione con l'età del rifiuto abbancato: ciò è sicuramente dovuto alla presenza di vegetazione nel suddetto bacino, condizione non verificatasi nelle precedenti campagne, e all'effetto di traslocazione di ossigeno alle radici. Giunto alle radici, infatti, l'ossigeno che non viene utilizzato dalla pianta viene usato dai batteri presenti nella rizosfera (Romagnolli, 2000), capaci pertanto di ossidare il metano ad anidride carbonica;
- nella sezione della discarica corrispondente al *Bacino 2Af*, si ha la predominanza di flussi volumetrici di metano, probabilmente a causa della maggiore solubilità della CO_2 in acqua,

data la consistente umidità caratterizzante la tipologia di rifiuto abbancato, fango per l'appunto; è possibile tuttavia considerare una seconda ipotesi a riguardo: trattandosi di fanghi di dragaggio del porto di Fano si può osservare la presenza di una biomassa autoctona anaerobica che, abbancata in discarica insieme ai fanghi che la contengono, abbia accelerato il processo di degradazione anaerobica, dando quindi vita ad una maggiore produzione di metano;

- nel *Bacino 3* una percentuale significativa dei flussi volumetrici ricade nella zona corrispondente ad una fase metanigena instabile, a riprova di un processo di digestione anaerobica non ancora innescatosi, data la “giovane età” del rifiuto abbancato.

Corrispondentemente sono rappresentate le distribuzioni, in percentuale, dei flussi volumetrici per le due regioni complementari ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 < 1$ e $\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1$) e, più in dettaglio, nelle tre regioni rappresentanti le fasi caratteristiche di maturazione del biogas ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 < 0,6$; $0,6 < \text{CH}_4/\text{CO}_2 < 1,2$; $\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1,2$).

Con riferimento innanzitutto alle regioni complementari (nei diagrammi binari) $\text{CH}_4/\text{CO}_2 < 1$ e $\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1$, l'osservazione delle distribuzioni nelle Tab. 4.11-4.13 mostra una predominanza di flussi maggiormente ricchi in metano ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1$) nel più vecchio *Bacino 1* e nel *Bacino 2B* dove, per altro, è avvenuto un incremento maggiore della condizione $\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1$ nel 2009 rispetto al 2008. Per quanto riguarda, invece, il recentemente attivato *Bacino 3*, le medesime tabelle evidenziano una (inattesa) percentuale non trascurabile (31% nel 2008 e 32% nel 2009) di flussi di misura in coppia caratterizzati dalla dominanza di metano ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1$).

Con riferimento all'ulteriore disaggregazione possibile dei diagrammi binari nelle più dettagliate regioni complementari ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 < 0,6$; $0,6 < \text{CH}_4/\text{CO}_2 < 1,2$; $\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1,2$) si osserva come il *Bacino 1* sia caratterizzato da un biogas distribuito in maniera predominante nella regione definita da limiti tipici di condizioni metanigene stabili (condizione che, come visto, non si è tuttavia verificata per la campagna di monitoraggio 2010). Difatti il 59% dei flussi sperimentali sono caratterizzati da un rapporto volumetrico CH_4/CO_2 superiore al valore 1,2. Questa condizione si verifica anche (e ben più marcatamente) nel *Bacino 2B* e ancor di più nel *Bacino 2AF*, che presenta la percentuale più alta (89%) di punti con un rapporto volumetrico superiore a 1. Per quanto riguarda il *Bacino 3* la maggior parte dei flussi monitorati (51%) ricadono al di sotto del limite superiore caratterizzato dalla fase metanigena instabile, cioè con rapporto volumetrico CH_4/CO_2 inferiore a 0,6 a riprova di un processo di digestione anaerobica non ancora innescatosi, data la “giovane età del rifiuto”. C'è però da sottolineare la presenza del restante 49% (contro il 43% del 2008) dei flussi sperimentali in coppia di CO_2 e CH_4 globalmente localizzati nella regione del diagramma binario limitata inferiormente dalla condizione tipica *metanigena stabile* ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 >$

0,6). Questa condizione è improbabile per un bacino in attività da meno di due anni, in quanto le fasi precedenti quella metanigena presentano una possibile durata tipica di 2–5 anni dal completamento di un settore di discarica.

Tab. 4.11 - Campagna di monitoraggio 2008: percentuali di distribuzione dei flussi volumetrici

<i>Regioni individuate nei diagrammi binari</i>	<i>Bacino 1</i>	<i>Bacino 2A</i>	<i>Bacino 2B</i>	<i>Bacino 3</i>
CH₄/CO₂ < 1	30%	53%	48%	70%
CH₄/CO₂ > 1	70%	47%	52%	30%
Totale	100%	100%	100%	100%
CH₄/CO₂ < 0.6	23%	45%	42%	59%
0.6 < CH₄/CO₂ < 1.2	13%	14%	16%	19%
CH₄/CO₂ > 1.2	64%	41%	42%	22%
Totale	100%	100%	100%	100%

Tab. 4.12 - Campagna di monitoraggio 2009: percentuali di distribuzione dei flussi volumetrici

<i>Regioni individuate nei diagrammi binari</i>	<i>Bacino 1</i>	<i>Bacino 2A</i>	<i>Bacino 2B</i>	<i>Bacino 3</i>
CH₄/CO₂ < 1	33%	22%	57%	72%
CH₄/CO₂ > 1	67%	78%	43%	28%
Totale	100%	100%	100%	100%
CH₄/CO₂ < 0.6	20%	12%	39%	55%
0.6 < CH₄/CO₂ < 1.2	21%	16%	20%	22%
CH₄/CO₂ > 1.2	59%	72%	41%	23%
Totale	100%	100%	100%	100%

Tab. 4.13 - Campagna di monitoraggio 2010: percentuali di distribuzione dei flussi volumetrici

<i>Regioni individuate nei diagrammi binari</i>	<i>Bacino 1</i>	<i>Bacino 2A</i>	<i>Bacino 2AF</i>	<i>Bacino 2B</i>	<i>Bacino 3B</i>
CH₄/CO₂ < 1	96%	22%	11%	18%	46%
CH₄/CO₂ > 1	4%	78%	89%	82%	54%
Totale	100%	100%	100%	100%	100%
CH₄/CO₂ < 0.6	92%	14%	11%	6%	27%
0.6 < CH₄/CO₂ < 1.2	6%	13%	9%	12%	26%
CH₄/CO₂ > 1.2	2%	73%	80%	82%	47%
Total	100%	100%	100%	100%	100%

4.1.6 Dispersioni specifiche superficiali

La superficie della discarica è in progressiva estensione e, di conseguenza, sono in aumento anche le emissioni totali annuali. Per un confronto più dettagliato si suggerisce di stimare la dispersione

specifica superficiale di anidride carbonica ($\text{tonCO}_2 \text{ d}^{-1} \text{ superficie discarica}^{-1}$) e di metano ($\text{tonCH}_4 \text{ d}^{-1} \text{ superficie discarica}^{-1}$) risultante nei diversi anni di indagine (dal 2008 al 2010) per l'intero corpo della discarica di Fano in oggetto. Tali valori di dispersione specifica superficiale sono stati determinati facendo riferimento alle emissioni giornaliere per bacino (Tabb. 4.3-4.4) e, per gli anni 2009 e 2010, alle superfici effettive dei singoli bacini individuate tramite interpolazione spaziale (*IDW*) delle quote altimetriche rilevate tramite ricevitore *GPS* nei punti di misura di flusso. Per la stima della superficie della discarica nel 2008, invece, non avendo a disposizione le quote altimetriche, è stata effettuata un'approssimazione stimando l'estensione planare dei bacini di emissione delimitati dai dati puntuali perimetrali. Prove di calcolo, sulla discarica in studio, hanno verificato che le due tipologie utilizzate per la stima delle superfici comportano un errore minimo non influente sui risultati conclusivi di dispersione specifica non essendoci notevoli differenze di quota all'interno dei moduli. In Fig. 4.74 sono riportati gli istogrammi di dispersione specifica per l'anidride carbonica (Fig. 4.74a) e per il metano (Fig. 4.74b) nel triennio di osservazione. Da figura si nota che le emissioni di anidride carbonica sono sostanzialmente stabili intorno al valore di $0,3 \text{ tonCO}_2 \text{ d}^{-1} \text{ ha}^{-1}$. Considerando che l'intervallo naturale di emissioni di anidride carbonica riferibili a suoli maturi è assunto approssimativamente a $15\text{--}30 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Capaccioni et al., 2005), il livello di $0,2 \text{ tonCO}_2 \text{ d}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ è assunto come valore medio di dispersione specifica superficiale per suoli maturi. Assunte queste considerazioni, i predetti valori di dispersione specifica superficiale di CO_2 raggiunti in condizione di stabilità nella discarica di Fano potrebbero rappresentare – per la tipologia di discarica in oggetto, con consistenti coperture superficiali e sistema di aspirazione biogas – un'apprezzabile condizione gestionale, con margini residui di ulteriori miglioramenti. Con riferimento al metano, invece, si osserva un deciso aumento della dispersione specifica superficiale relativo agli ultimi anni nell'intero corpo della discarica. Tale valore elevato di dispersione specifica superficiale di CH_4 , per l'intero corpo della discarica di Fano, al 2008, e confermato per il 2009 e il 2010, è ragionevolmente riconducibile alla concentrazione predominante delle emissioni all'interno del *Bacino 3*.

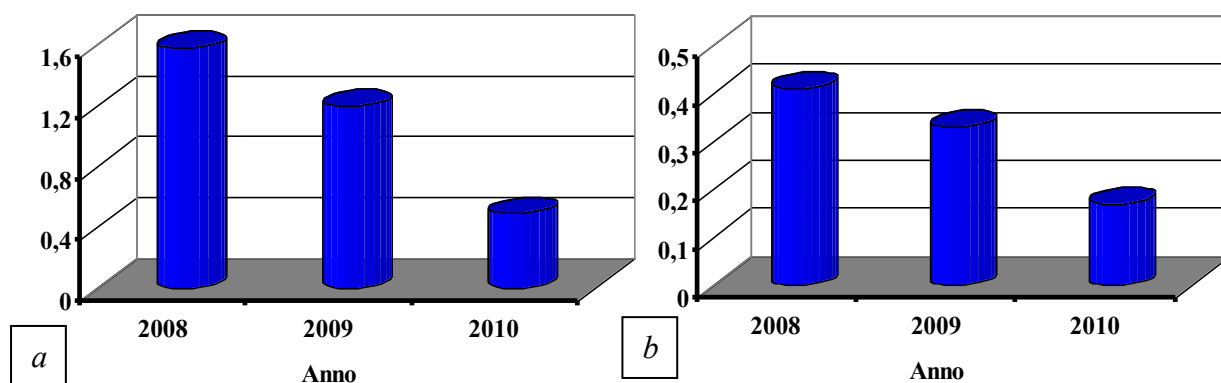


Fig. 4.74 - Dispersioni specifiche superficiali di CO_2 [$\text{ton d}^{-1} \text{ ha}^{-1}$] (a) e di CH_4 [$\text{ton d}^{-1} \text{ ha}^{-1}$] (b) nell'intero corpo di discarica di Fano (anni di monitoraggio 2008 – 2010)

Nel grafico di Fig. 4.75, difatti, è riportata la determinazione della dispersioni specifiche superficiali di anidride carbonica e metano relativa alle campagne di indagine 2008-2010, opportunamente disaggregate per singolo bacino di discarica.

Dall'osservazione del grafico si ha conferma delle precedenti elaborazioni circa la predominante migrazione e conseguenziale concentrazione delle emissioni, sia per l'anidride carbonica che per il metano, attraverso il *Bacino 3*.

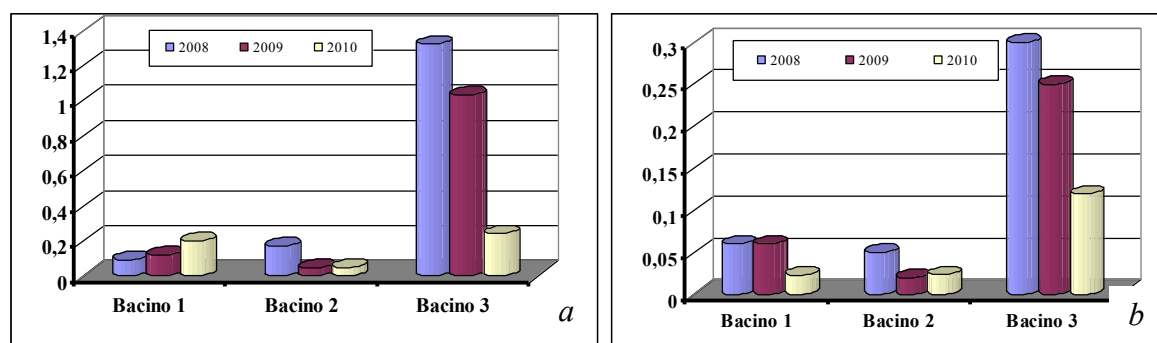


Fig. 4.75 - *Dispersioni specifiche superficiali di CO₂ (a) e CH₄ (b) in [ton d⁻¹ ha⁻¹] disaggregate per Bacino del corpo di discarica di Fano per gli anni 2008-2010*

4.2 Presentazione e commento dei risultati su produzione di biogas e metano dalle matrici investigate

Nel seguente paragrafo sono presentati i risultati dei test di biometanazione condotti in scala banco su diversi substrati organici al fine di determinarne la produzione potenziale di biogas e la percentuale di metano in esso contenuto, nonché l'efficienza di abbattimento dei Solidi Volatili del processo di digestione anaerobica in presenza di una soluzione tampone introdotta al fine di contrastare l'abbassamento del pH e il conseguente rallentamento del processo.

4.2.1 Caratterizzazione delle matrici in ingresso

Le prove di caratterizzazione (essiccazione ed incenerimento) condotte sulle diverse matrici e sui fanghi di depurazione utilizzati come inoculo, secondo le metodiche indicate nel capitolo precedente, hanno permesso di ottenere le informazioni necessarie per il calcolo dei quantitativi di materiale da utilizzare nei test e per l'elaborazione dei risultati ottenuti dagli stessi, come nel caso della determinazione della produzione specifica di biogas. In particolare hanno consentito di risalire al tasso di umidità percentuale e ai solidi volatili caratteristici di ciascun substrato organico utilizzato nel corso delle prove (Tab. 4.14 e Tab. 4.15).

Tab. 4.14 - Caratterizzazione dei substrati indagati

<i>Substrato</i>	<i>Umidità</i> (%)	<i>SV</i> (% ST)	<i>C</i> (%)	<i>pH</i>	<i>COD</i> (mg/l)	<i>N</i> (mg/l)	<i>N-NH₄</i> (mg/l)
<i>FORSU</i>	91,00	88,00	48,90	5,5			
<i>Fango Acerra</i>	95,36	72,08	32,54	6,78	660	11	7
<i>Fango Nola</i>	96,60	61,60	30,60	7,01	580	10	7
<i>Vinaccioli d'uva</i>	13,50	66,78	37,10				
<i>Polverino di cuoio</i>	10,17	76,17	42,31				

Tab. 4.15 - Caratterizzazione dei fanghi utilizzati come inoculo

<i>Substrato</i>	<i>Umidità</i> (%)	<i>SV</i> (% ST)	<i>C</i> (%)	<i>pH</i>	<i>COD</i> (mg/l)
<i>Inoculo A</i>	88,39	74,3	42,00	7,20	5250
<i>Inoculo B</i>	97,35	56,39	43,61	7,14	

I risultati ottenuti confermano le osservazioni fatte preliminarmente: FORSU e Fanghi presentano un contenuto di acqua estremamente elevato rispetto al Polverino di cuoio e ai Vinaccioli. Nel caso della digestione anaerobica l'elevato contenuto di acqua nella biomassa è un fattore positivo poiché un così alto tenore di umidità rende più semplice la gestione del processo che assume le caratteristiche di una digestione semi-dry. Di contro, il valore di pH della FORSU fa temere difficoltà nell'avvio dell'attività dei batteri metanigeni poiché rende ostile l'ambiente in cui essi operano. Sulla base delle percentuali riportate nel Capitolo 3 (Cfr. Tab. 3.1), la composizione in grammi della miscela di FORSU alimentata nei reattori è quella presentata in Tab. 4.16.

Tab. 4.16 - Composizione della miscela FORSU

Componente	Peso (g)
Foglie verdi	53,2
Patate	26,04
Cipolle	15,12
Pomodori	15,12
Banane	12,18
Mela	7,56
Melone	10,64

4.2.2 Valutazione del potenziale di biometanazione da Inoculo A

Lo scopo del presente studio è stato valutare la produzione di gas da ogni singolo substrato, pertanto è stato necessario depurare i dati dai volumi di gas prodotti dall'inoculo introdotto nei reattori. A tale scopo sono state condotte prove sul solo inoculo che hanno fornito i grafici presentati nelle Figg. 4.76 e 4.77, relativi alla produzione cumulata di biogas e di metano. Come era prevedibile, l'innesco del fenomeno di digestione anaerobica nei reattori contenenti il solo inoculo ha richiesto molto più tempo, non essendoci sostanza organica immediatamente disponibile, pertanto il processo è iniziato a svilupparsi solo dopo una settimana dall'avvio della prova.

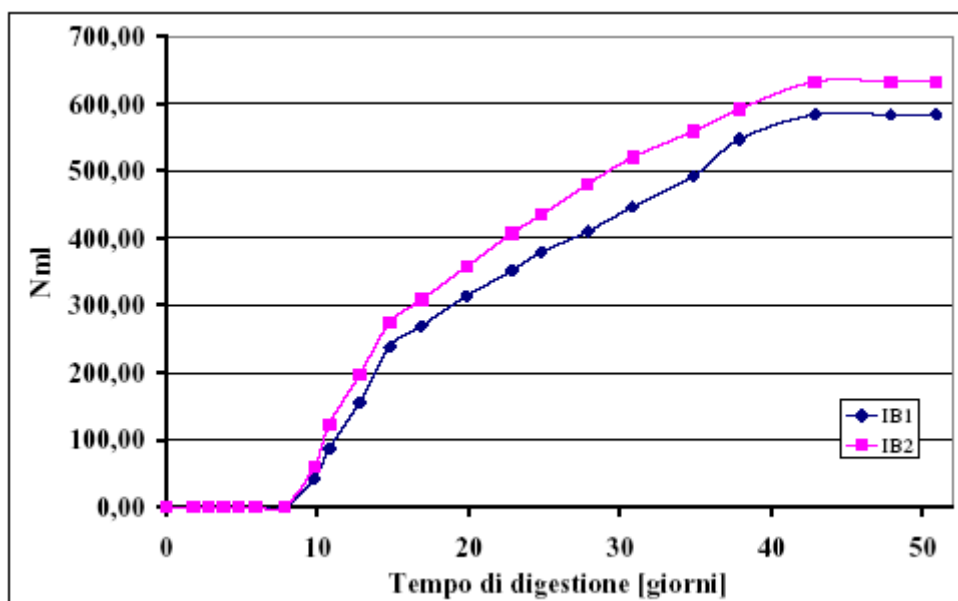


Fig. 4.76 - Produzione cumulata di biogas da Inoculo A

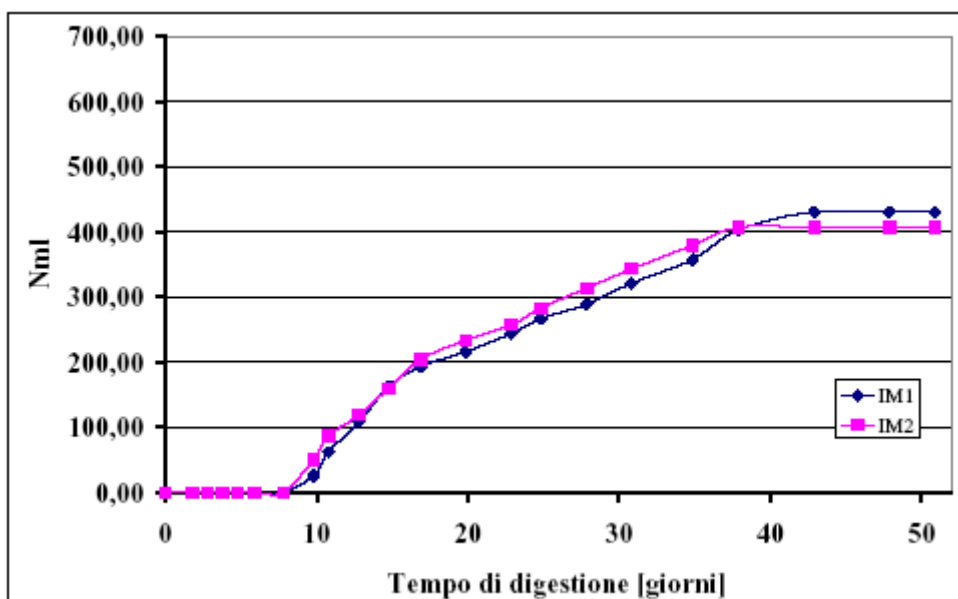


Fig. 4.77 - Produzione cumulata di metano da Inoculo A

La produzione cumulata di biogas è risultata pari a 608,65 Nml, mentre la produzione cumulata di metano 419,13 Nml; la resa in metano del processo è stata pertanto pari a circa il 70%.

Rapportando i volumi cumulati di gas ai Solidi Volatili presenti nei reattori si è ottenuta la Produzione Specifica di Gas (o SGP, *Specific Gas Production*), nota la quale è stato possibile risalire alla SGP di ciascun substrato indagato (Cfr. Par. 3.2.6). Dunque per l'Inoculo A il valore di SGP è risultato pari a 110,70 Nml/g SV per il biogas e 76,20 Nml/g SV per il metano, come si evince dalla Fig. 4.78.

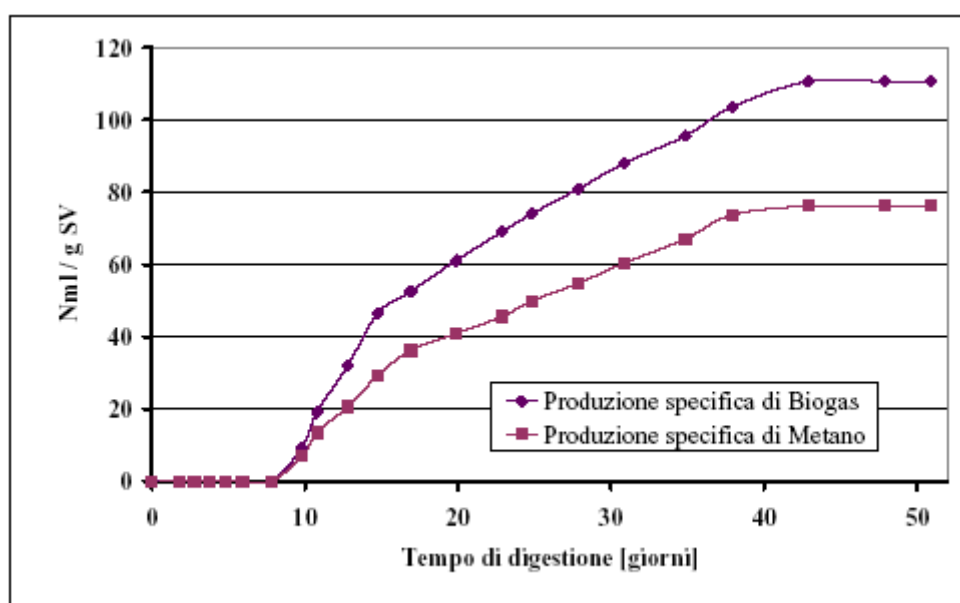


Fig. 4.78 - Produzione specifica di biogas e metano da Inoculo A

4.2.3 Valutazione del potenziale di biometanazione dalla FORSU

Le prove per la valutazione del potenziale di biometanazione della Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani sono state condotte in parallelo su due terne di reattori, l'una destinata alla misura del volume di biogas prodotto, l'altra alla misura del metano e i risultati conseguiti da ciascun reattore sono stati mediati per ottenere un dato maggiormente attendibile.

Analizzando l'andamento delle singole prove (Figg. 4.79 e 4.80), si nota come la produzione di gas sia stata molto regolare: dopo un iniziale progressivo aumento della curva nei primi 20 giorni, il processo è giunto al termine senza ulteriori cambiamenti, fino al raggiungimento di un *plateau*, che ha definito i volumi massimi di biogas e metano producibili. Inoltre non si sono riscontrate eccessive variazioni nelle misure del pH, che si è mantenuto stabile in un range di valori compresi tra 7-8, il giusto compromesso tra le esigenze dei singoli gruppi microbici.

La produzione cumulata di biogas si è assestata intorno ad un valore pari a 6440,53 Nml; analogamente la produzione cumulata di metano è stata pari a 4114,78 Nml, con una percentuale dunque pari al 64%. Tale dato risulta leggermente superiore ai valori medi riportati in letteratura che identificano il biogas tipicamente costituito dal 60% di metano e 40% di anidride carbonica (D. P. Chynoweth et al., 2001). Tuttavia tale dato andrebbe ridimensionato tenuto conto che la solubilità del biossido di carbonio è tre volte superiore a quella del metano, per cui la percentuale di metano risultante è anche legata alla minore presenza di CO₂ nella fase gassosa rispetto a quella effettiva.

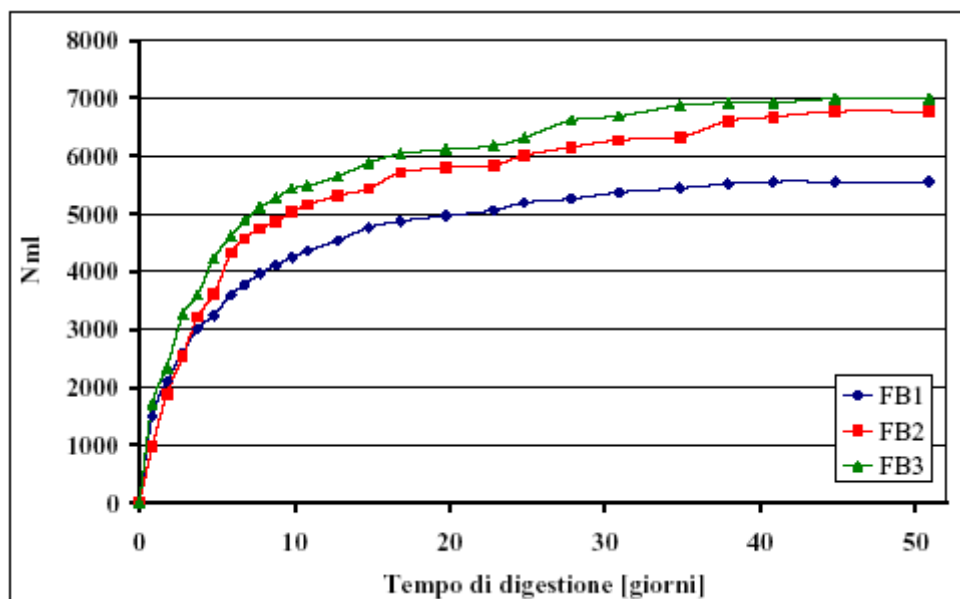


Fig. 4.79 - *Produzione cumulata di biogas da FORSU*

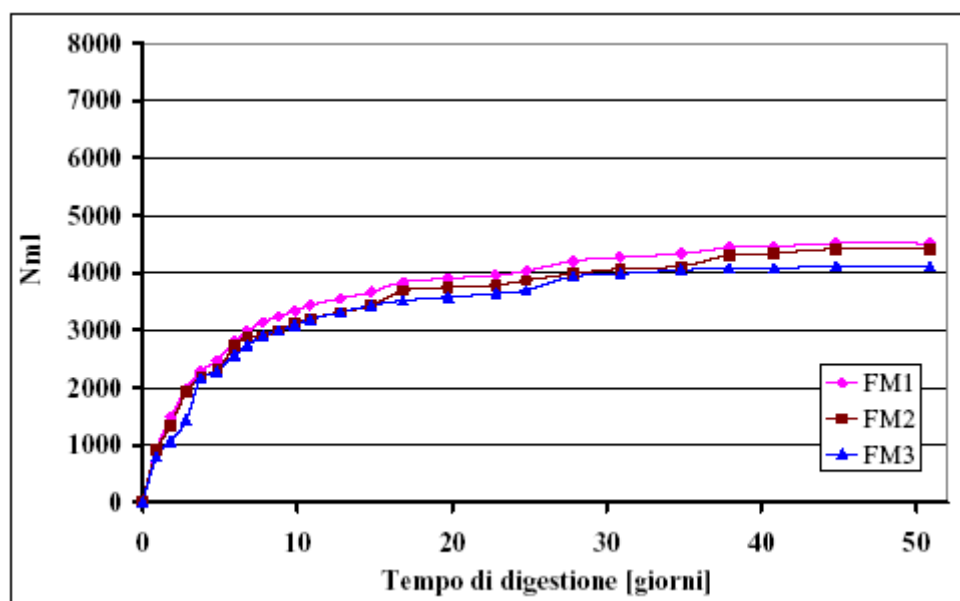


Fig. 4.80 - *Produzione cumulata di metano da FORSU*

Interessante è il risultato finale che restituisce una SGP di biogas pari a 530,17 Nml/g SV e una SGP di metano di 357,16 Nml/g SV (Fig. 4.81); tale dato è in linea con quanto riportato in letteratura, in cui è riferito un valore pari a 600 ml/g SV di biogas e una percentuale in metano pari al 51% (CRPA, 2008).

Inoltre, osservando il diagramma presentato in Fig. 4.81, è confermata sostanzialmente l'ipotesi secondo cui la cinetica di degradazione del substrato organico in condizioni anaerobiche sia del primo ordine (Caffaz, 2008).

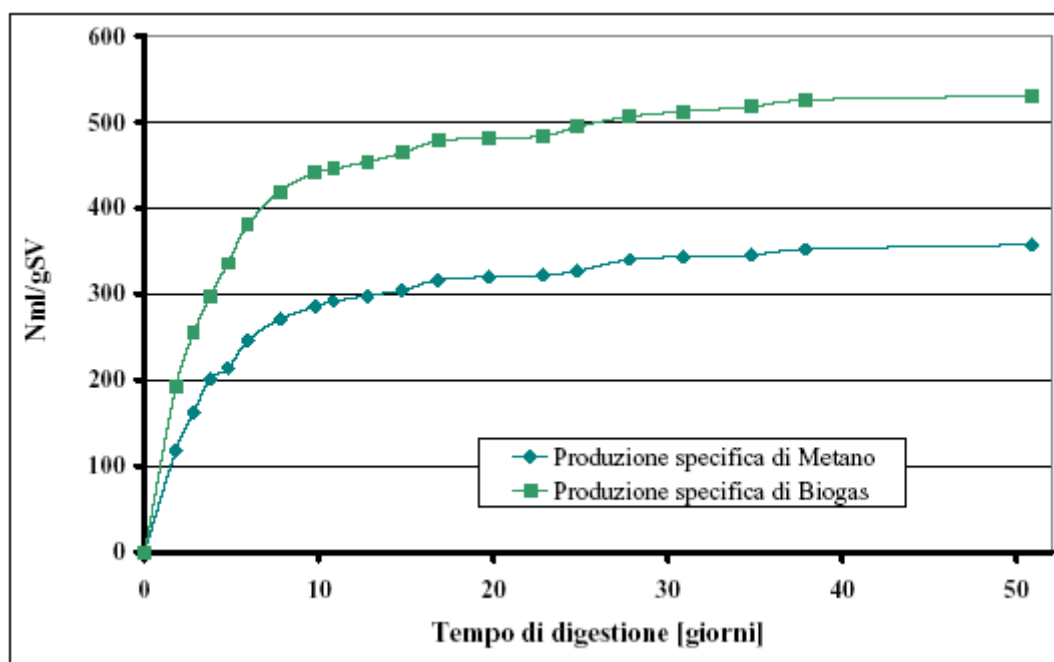


Fig. 4.81 - *Produzione specifica di biogas e di metano dalla FORSU*

Oltre all'elevata produzione di metano, si è assistito anche ad un notevole abbattimento sia dei Solidi Totali (72%) che dei Solidi Volatili (75%), nonché ad una riduzione del 70% del peso del substrato in digestione, da un valore di partenza di 209 g (FORSU + inoculo) fino ad un valore di 60 g (digestato).

4.2.4 Valutazione del potenziale di biometanazione dai Fanghi

Il processo, nonostante la presenza dell'inoculo, ha avuto difficoltà ad innescarsi, infatti durante i primi tre giorni la produzione di biogas è stata nulla.

Successivamente si è avuta una produzione regolare di biogas con una piccola fase di *lag* intorno al 23-esimo giorno, per poi subire una ripresa nei giorni successivi; la miscela ha infine raggiunto la completa stabilizzazione intorno al 45-50-esimo giorno.

L'andamento delle curve relativo ai tre reattori contenenti Fango di Acerra è stato pressoché simile, con un quantitativo medio di biogas totale prodotto pari a 2815 Nml (Fig. 4.82).

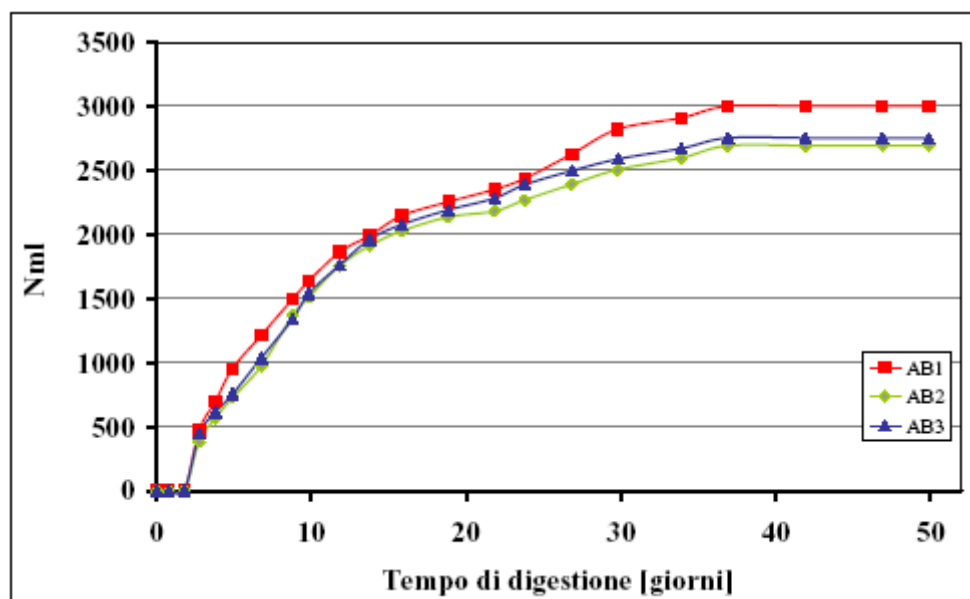


Fig. 4.82 - *Produzione cumulata di biogas dal fango di Acerra*

Nel grafico mostrato in Fig. 4.83 si riportano i valori di metano relativi alla terna dei reattori AM1, AM2 ed AM3. Il quantitativo medio di metano totale prodotto è risultato pari a 1796 Nml.

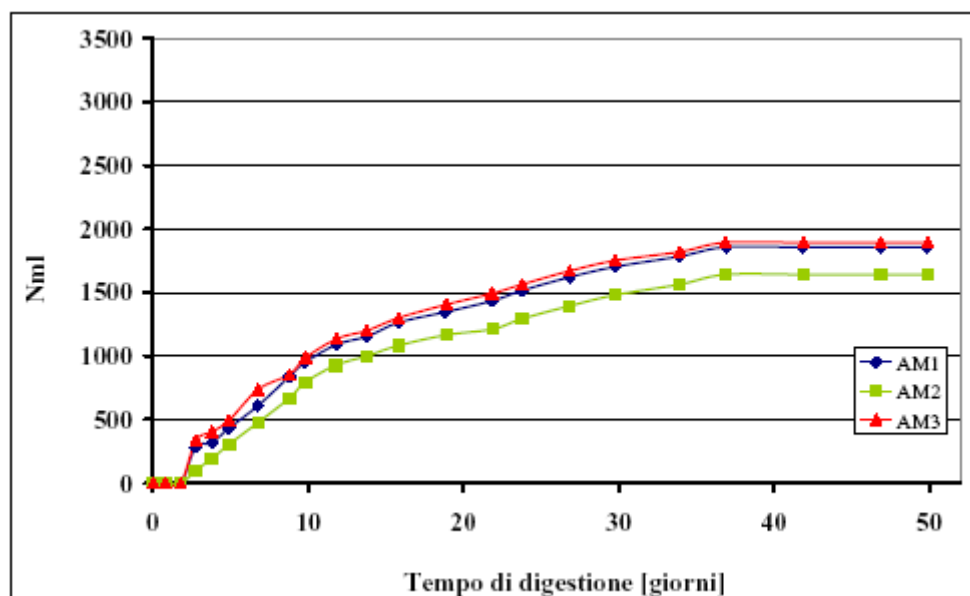


Fig. 4.83 - *Produzione cumulata di metano dal fango di Acerra*

Dall'analisi dei dati si è riscontrato un contenuto di metano nel biogas di circa il 64%.

È importante sottolineare la positività del dato, in linea con dati riferiti in letteratura, che indicano una resa in metano del processo pari al 60-70% (Masotti, 2006).

I valori del pH, misurati durante la sperimentazione, forniscono un'idea dell'avanzamento del processo di digestione anaerobica. Come si evince dalla Tab. 4.17, si sono verificati abbassamenti di 0,5-1 unità di pH durante la fase di acidogenesi, coincidente con il primo stadio di sviluppo di

gas; in seguito con l'avanzare del processo, ovvero durante la fase di metanizzazione, si sono raggiunti valori di pH prossimi a 9.

Tab. 4.17 - *Valori del pH del fango di Acerra misurati durante la digestione anaerobica*

Data	Giorno	pH					
		AM1	AM2	AM3	AB1	AB2	AB3
04-giu-2008	0	8,2	8,1	8,1	8,2	8,1	8,2
11-giu-2008	7	7,5	7,5	7	7,5	7	7
18-giu-2008	14	8	8	8	8	8	8
23-giu-2008	19	8,5	9	8,5	9	8	8,5
04-lug-2008	30	9	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5
24-lug-2008	50	8	7,8	8	7,5	8	7,7

Il dato più interessante della sperimentazione è quello relativo alla quantità di gas prodotto in funzione della sostanza organica disponibile; a tal fine, si riportano nei grafici seguenti i volumi cumulati specifici di biogas e di metano, ovvero la quantità di gas prodotta per grammo di solidi volatili di fango considerati (Fig. 4.84).

Dall'analisi dei dati finali risulta una produzione di biogas da fango di circa 369 Nml /g SV, di cui 232 Nml /g SV sono di metano.

I valori ottenuti sono raffrontabili con i dati riportati in letteratura, per i quali la resa di biogas si aggira intorno a 250-350 Nml /g SV (Piccinini S., 2004).

La misura di biogas e metano effettuata periodicamente sul fango proveniente dall'impianto di depurazione di Nola ha fornito i risultati riportati nelle Figg. 4.85, 4.86. Dalle figure è possibile notare la regolarità del processo che, innescatosi dopo tre giorni, ha proseguito con continuità fino alla completa stabilizzazione.

Il valore ottenuto fornisce una quantità pari a circa 1622 Nml di biogas e 1111 Nml di metano, con un contenuto di metano nel biogas di circa il 68%.

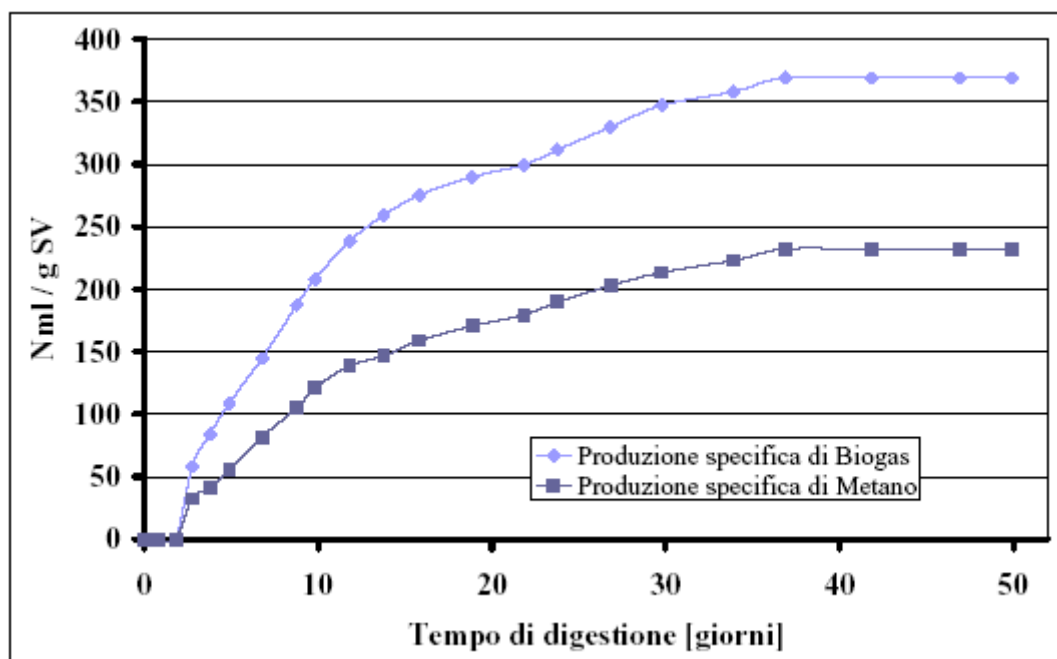


Fig. 4.84 - Produzione specifica di biogas e di metano dal Fango di Acerra

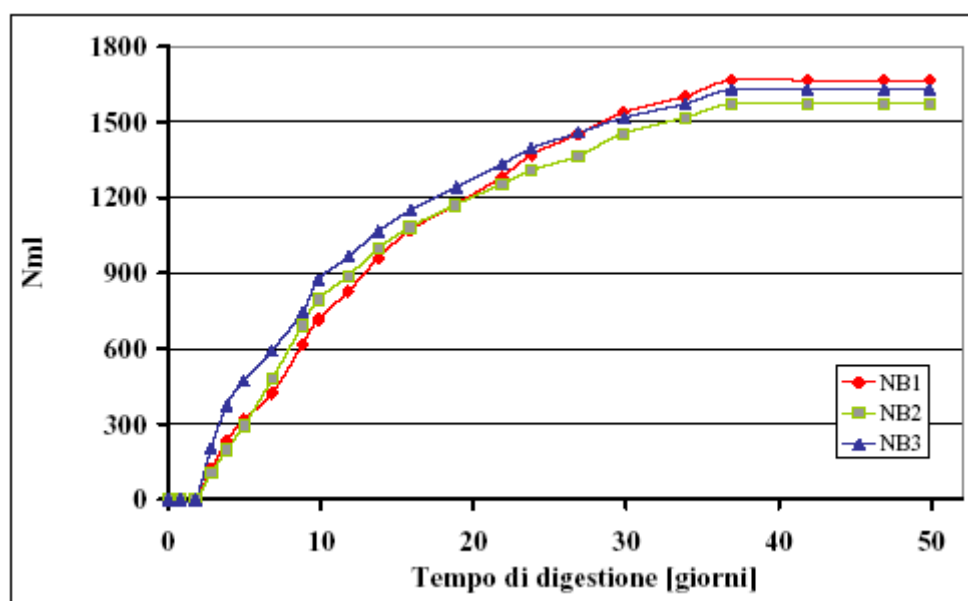


Fig. 4.85 - Produzione cumulata di biogas dal Fango di Nola

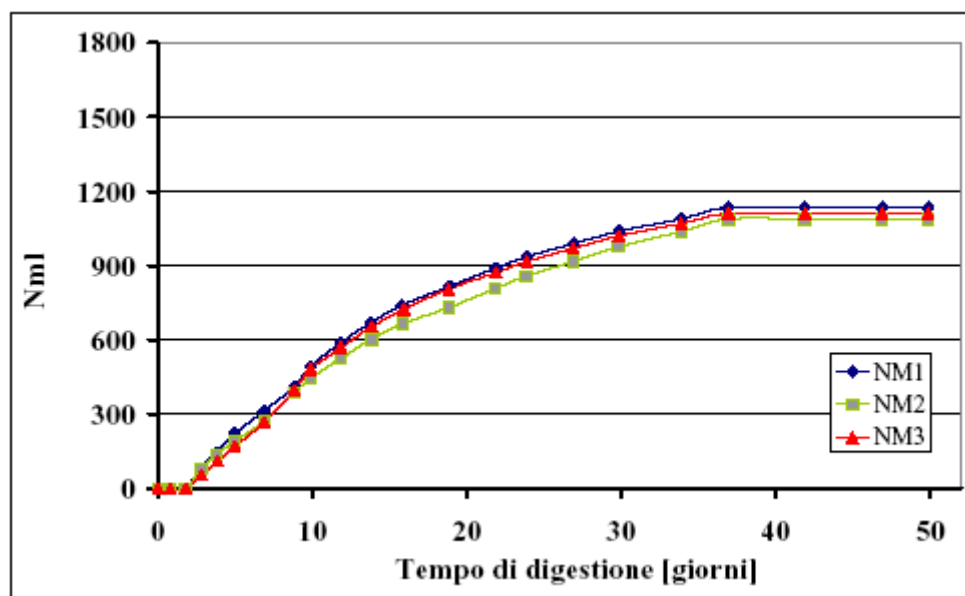


Fig. 4.86 - Produzione cumulata di metano dal fango di Nola

I valori del pH misurati durante la sperimentazione sono riportati in Tab. 4.18.

Tab. 4.18 Valori del pH del fango di Nola misurati durante la digestione anaerobica

Data	Giorno	pH					
		NM1	NM2	NM3	NB1	NB2	NB3
04-giu-2008	0	8,1	8,2	8,1	8,1	8,2	8
11-giu-2008	7	7,5	7,5	7	7,5	8	7,5
18-giu-2008	14	8,5	9	8,5	8	8,5	8
23-giu-2008	19	8	9	8	8	8	8
04-lug-2008	30	8	9	8	8,5	8	9
24-lug-2008	50	7,8	8,2	8	8	7,8	8

Si riportano nella Fig. 4.87 i volumi cumulati specifici di biogas e di metano per il fango di Nola. Dall'analisi dei dati finali è risultata una produzione specifica di biogas da fango di circa 333 Nml/g SV, di cui 228 Nml/g SV sono di metano.

La Fig. 4.88 mostra le quantità specifiche di metano prodotte dai fanghi provenienti dagli impianti di depurazione di Acerra e di Nola.

I risultati ottenuti sono molto simili, infatti per il fango proveniente dall'impianto di depurazione di Acerra si è ottenuto una quantità di metano pari a 232 Nml/g SV, mentre per il fango proveniente dall'impianto di depurazione di Nola di 228 Nml/g SV, nonostante la produzione cumulata di biogas e di metano risultino nettamente più elevate nel fango di Acerra piuttosto che in quello di Nola.

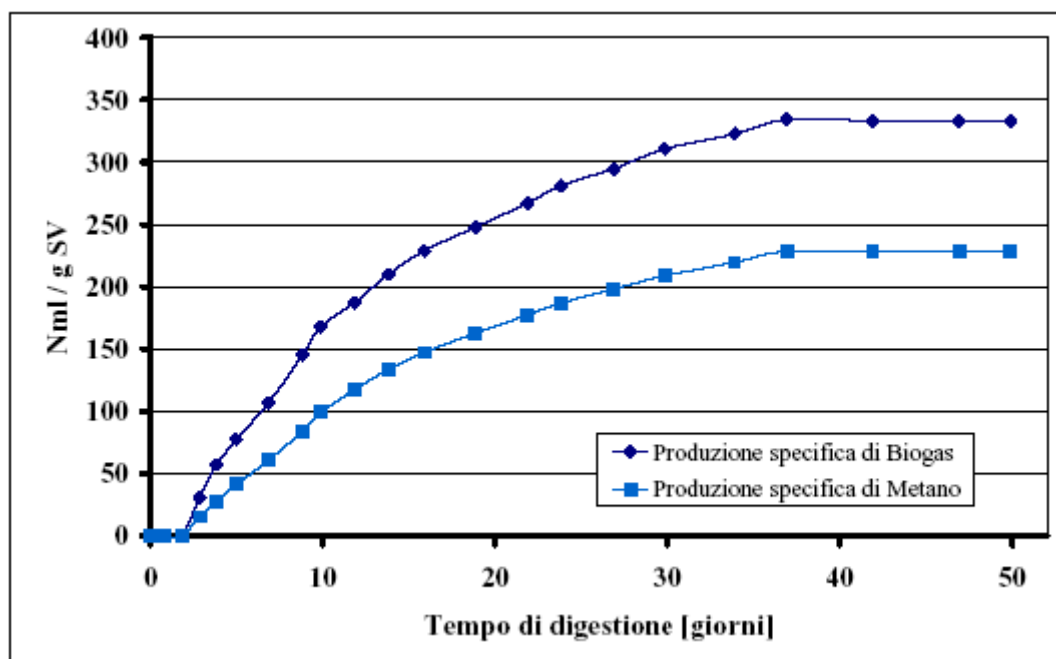


Fig. 4.87 - *Produzione specifica di biogas e di metano dal Fango di Nola*

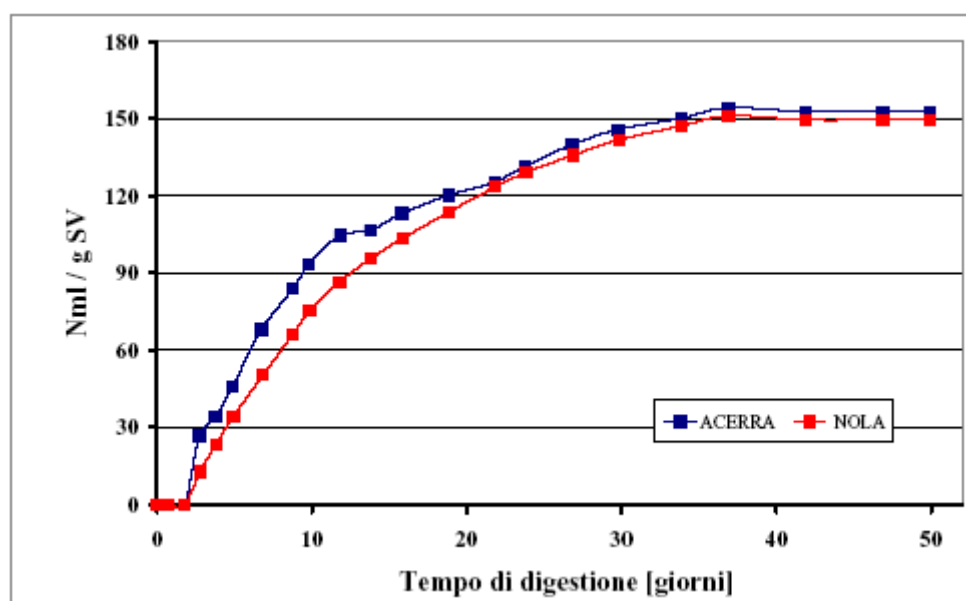


Fig. 4.88- *Confronto produzione specifica metano Acerra-metano Nola*

Al termine della sperimentazione è stata nuovamente svolta la caratterizzazione dei substrati in uscita, mediante a valutazione dei seguenti parametri: Solidi Totali, Solidi Volatili, COD, Azoto Totale, Azoto Ammoniacale, pH e contenuto di Umidità. I valori ottenuti sono riportati in Tab. 4.19.

Tab. 4.19 - Caratterizzazione fanghi al termine del processo di digestione anaerobica

	TSS (g/l)	VSS (g/l)	VSS (%TSS)	COD (mg/l)	N-NH4 (mg/l)	N (mg/l)	pH	Umidità (%)
FANGO ACERRA	15,21	10,40	68,36	17,8	1,5	5	8	98,27
FANGO NOLA	14,14	8,97	63,39	10,6	2	4	7,5	98,43

In Tab. 4.20 è riportato un confronto dei TSS e VSS prima e dopo il processo di digestione anaerobica. Per i fanghi di depurazione di Acerra, si è avuta una percentuale di rimozione della sostanza volatile superiore al 65%, per i fanghi di depurazione di Nola la percentuale di rimozione della sostanza volatile risulta più bassa, ma comunque superiore al 50%.

Tab. 4.20 - Abbattimento di ST e SV avuto nella fase di digestione anaerobica

	ST			SV		
	Ingresso (g/l)	Uscita (g/l)	Abbattimento %	Ingresso (g/l)	Uscita (g/l)	Abbattimento %
FANGO ACERRA	41,26	15,21	63,1	29,74	10,40	65,1
FANGO NOLA	30,33	14,14	53,4	18,69	8,97	52,0

Possibilità di riutilizzo dei fanghi

I fanghi provenienti dalle acque reflue sono definiti secondo D. Lgs. 3 aprile 2006 n.152, rifiuti speciali. L'articolo 127 di tale decreto stabilisce che i fanghi devono essere riutilizzati ogni qualvolta il loro reimpiego risulti appropriato, fermo restando la validità del D. Lgs. 27 gennaio 1992 n. 99.

Il D. Lgs. n. 99 del 27 gennaio 1992 recepisce la Direttiva 86/278/CEE e regola l'utilizzo dei fanghi derivanti da trattamenti di depurazione delle acque reflue urbane o industriali nei terreni agricoli.

L'art. 3 in particolare ammette l'utilizzazione in agricoltura dei fanghi solo se concorrono le seguenti tre condizioni:

- *sono stati sottoposti a trattamento;*
- *sono idonei a produrre un effetto concimante e/o ammendante e correttivo del terreno;*
- *non contengono sostanze tossiche e nocive e/o persistenti, e/o bioaccumulabili in concentrazioni dannose per il terreno, per le colture, per gli animali, per l'uomo e per l'ambiente in generale*

Il Decreto Lgs. n. 99 in particolare fissa i valori limite di concentrazione per alcuni metalli pesanti che devono essere rispettati nei suoli e nei fanghi (Tab. 4.21).

Tab. 4.21 - *Valori limite della concentrazione di metalli pesanti nei fanghi utilizzati in agricoltura*
(in mg/Kg)

Metallo	Cadmio	Mercurio	Nichel	Piombo	Rame	Zinco
Limiti di concentrazione	20	10	300	750	1000	2500

Al fine di prevedere un possibile impiego in agricoltura dei fanghi sono stati valutati anche i metalli pesanti i cui valori sono riportati in Tab. 22.

Tab. 4.22 - *Valori dei metalli pesanti misurati sui fanghi digeriti (in mg/Kg)*

	Al	Cd	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Cu	Zn
FANGO ACERRA	0,2	1,7	4,4	1216	8,56	0,024	5,1	28	115
FANGO NOLA	0,15	0,5	3,3	754	0,07	0,045	4,44	3,44	0,05

4.2.5 Valutazione del potenziale di biometanazione da Inoculo B

Anche in questo caso l'innescò del fenomeno di digestione anaerobica nei reattori contenenti il solo inoculo ha richiesto molto più tempo, non essendoci sostanza organica immediatamente disponibile, pertanto è iniziata solo a partire dal dodicesimo giorno di attività della linea nel suo complesso. L'andamento delle curve cumulate rispecchia un'alternanza tra periodi di produttività, con il rilascio di volumi estremamente ridotti di biogas, e periodi di arresto del processo. I quantitativi estremamente ridotti di biogas accumulati e il lungo periodo di latenza iniziale sono probabilmente dovuti al bassissimo contenuto in solidi volatili caratterizzante la miscela di questi reattori, che si attesta a circa 3,7g per ciascuno.

La produzione cumulata di biogas è risultata pari a 239 Nml, mentre la produzione cumulata di metano 21,5 Nml (Figg. 4.89 e 4.91); la resa in metano del processo è stata pertanto pari a circa il 9%, molto scarsa se confrontata con quella dell'Inoculo A.

Rapportando i volumi cumulati di gas ai Solidi Volatili presenti nei reattori si è ottenuta la Produzione Specifica di Gas (o SGP, *Specific Gas Production*), nota la quale è stato possibile risalire alla SGP di ciascun substrato indagato (Cfr. Par. 3.2.6). Dunque per l'Inoculo B il valore di SGP è risultato pari a 63,9 Nml/g SV per il biogas e 5,7 Nml/g SV per il metano, come si evince dalle Figg. 4.90 e 4.92.

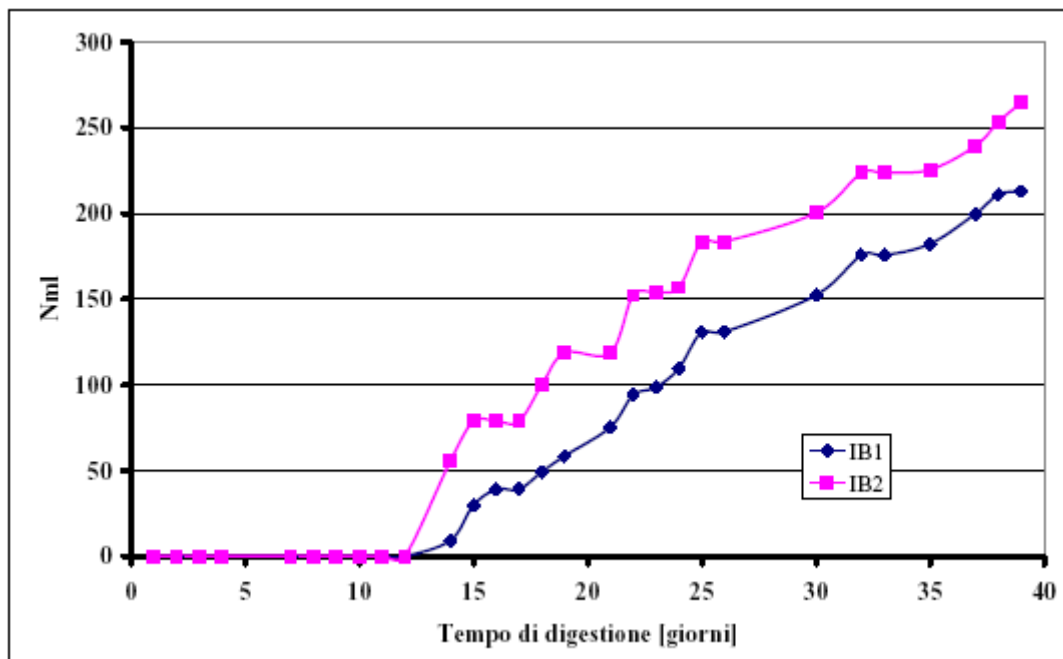


Fig. 4.89 - Produzione cumulata di biogas da Inoculo B

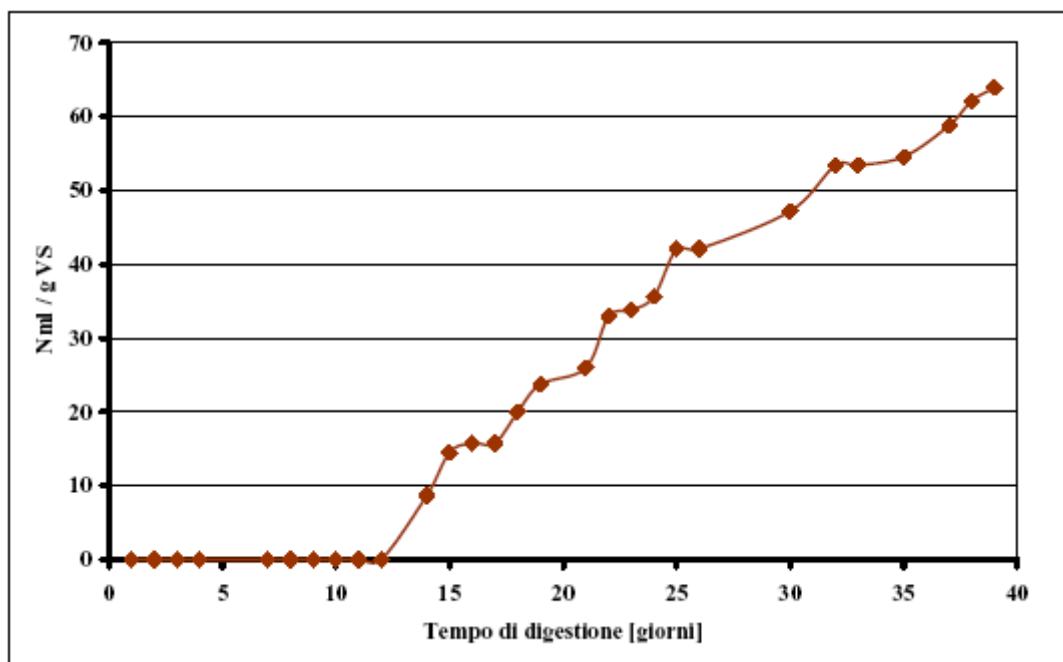


Fig. 4.90 - Produzione specifica di biogas da Inoculo B

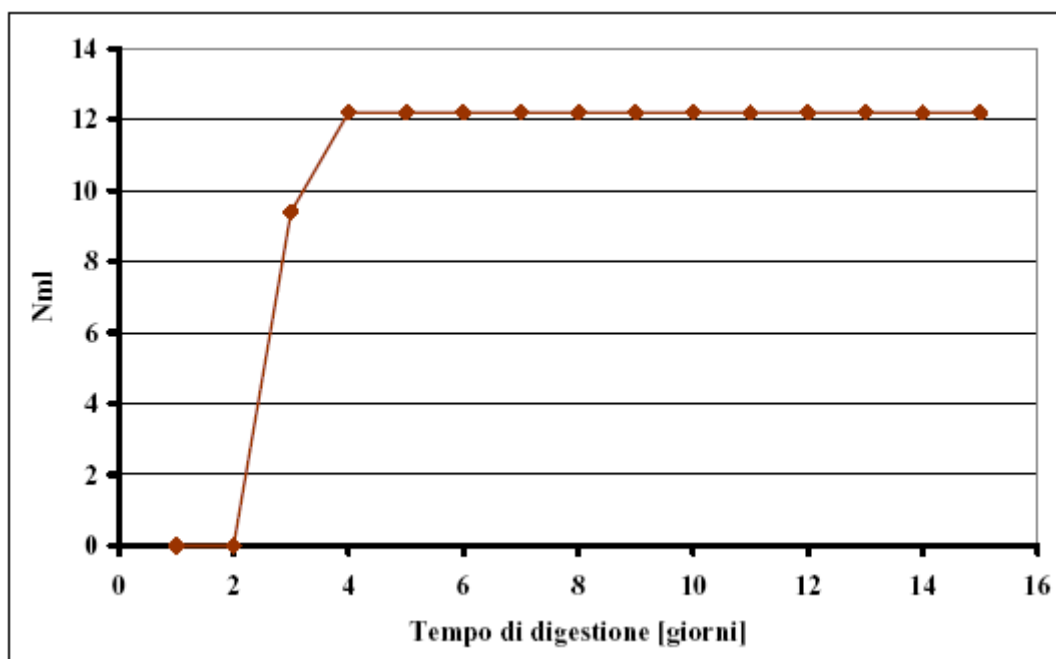


Fig. 4.91 - *Produzione cumulata di metano da Inoculo B*

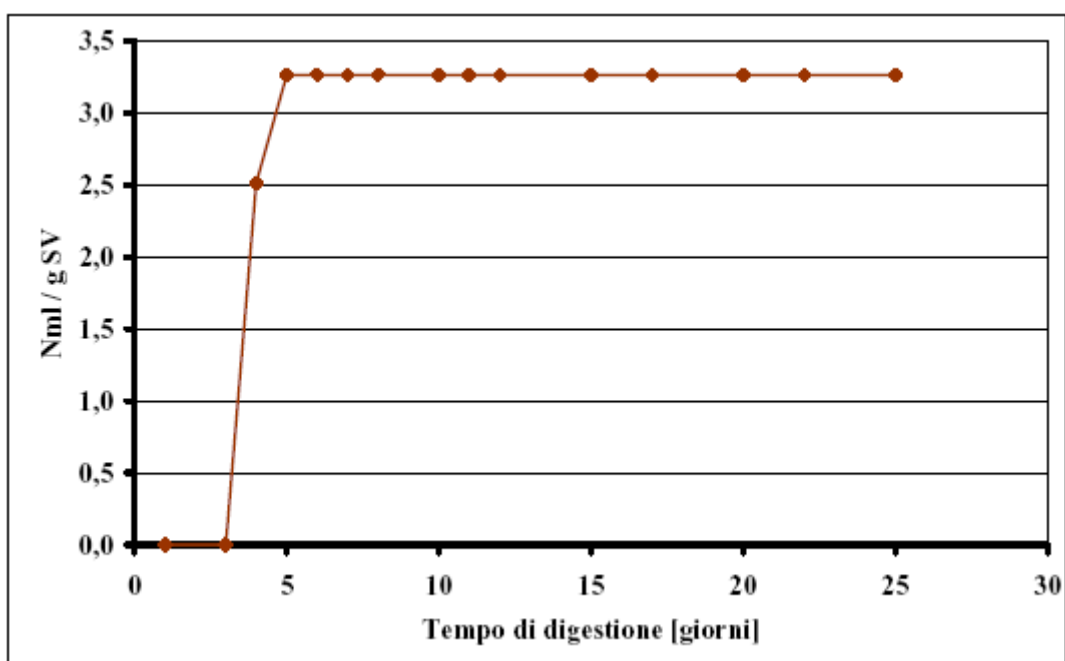


Fig. 4.92 - *Produzione specifica di metano da Inoculo B*

4.2.6 Valutazione del potenziale di biometanazione dai Vinaccioli d'uva

A differenza degli altri substrati, i vinaccioli, prima di essere introdotti nei reattori, sono stati sottoposti ad un pretrattamento di macinazione: essi infatti risultano ricoperti da un tegumento costituito prevalentemente da lignina, e non essendo garantita la presenza nell'inoculo di batteri in grado di degradare tale sostanza, è stato ritenuto opportuno rompere i semi per mezzo di un pestello

e un mortaio in ceramica in modo da rendere direttamente disponibili le sostanze contenute all'interno degli stessi vinaccioli e ritenute più facilmente attaccabili dalla biomassa.

Al termine del periodo di digestione, la produzione cumulata di biogas si è assestata intorno ad un valore pari a 3755,2 Nml; analogamente la produzione cumulata di metano è stata pari a 2568,3 Nml, con una percentuale dunque pari al 68% (Figg.4.93 e 4.95).

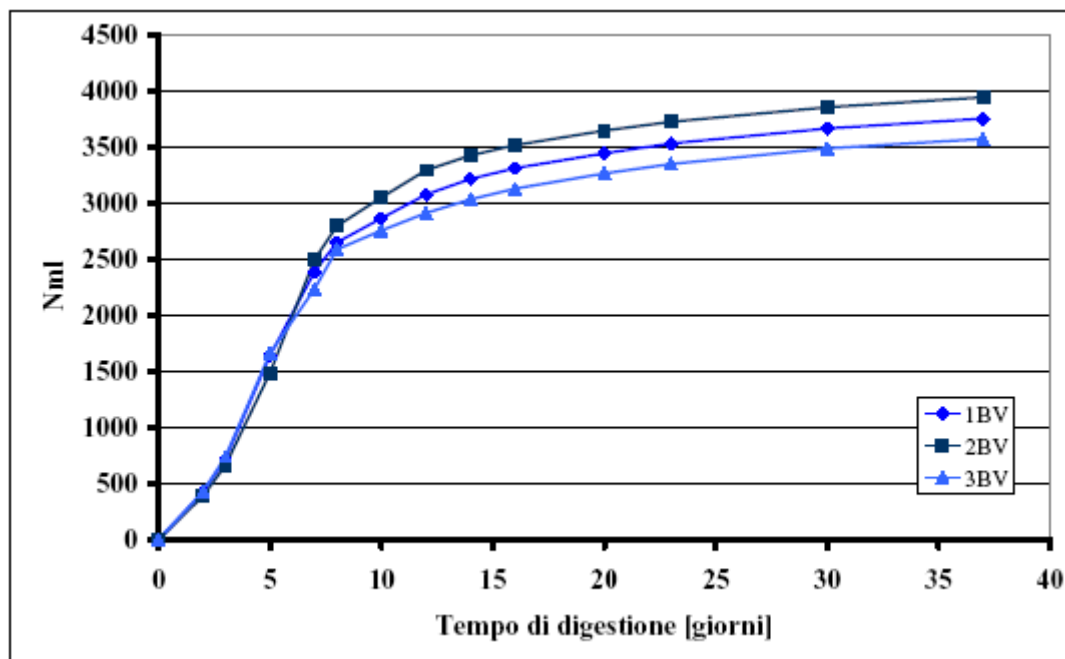


Fig. 4.93 - *Produzione cumulata di biogas da Vinaccioli d'uva*

Interessante è il risultato finale che restituisce una SGP di biogas pari a 243,2 Nml /g SV e una SGP di metano di 177,0 Nml/g SV (Figg. 4.94 e 4.96).

Anche per questo substrato è sostanzialmente confermata l'ipotesi secondo cui la cinetica di degradazione del substrato organico in condizioni anaerobiche sia del primo ordine (Caffaz S. et al.2008).

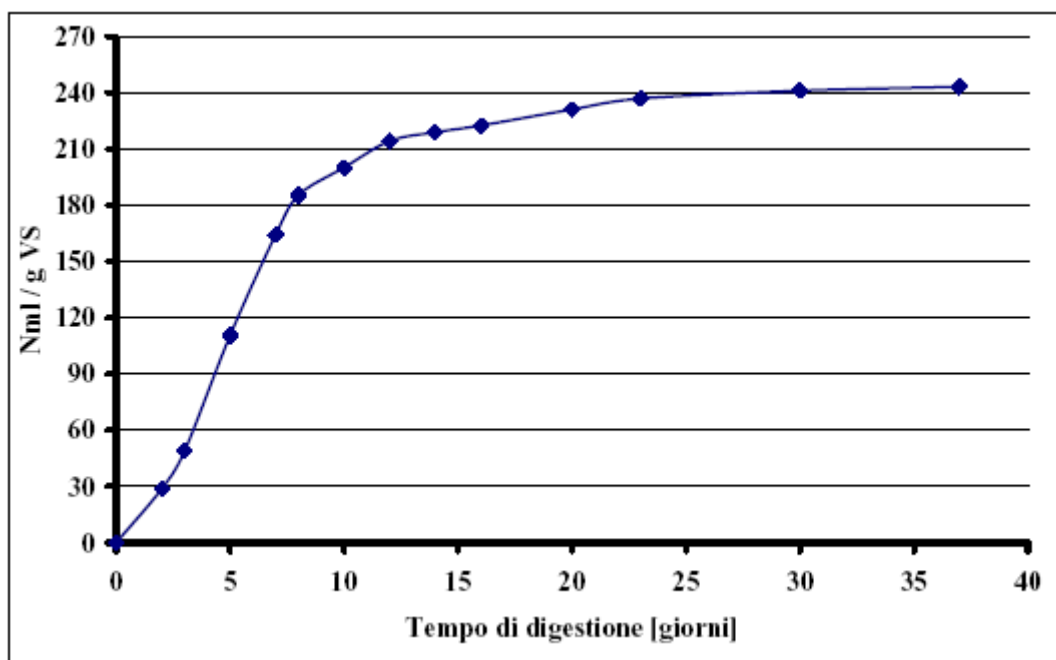


Fig. 4.94 - Produzione specifica di biogas da Vinaccioli d'uva

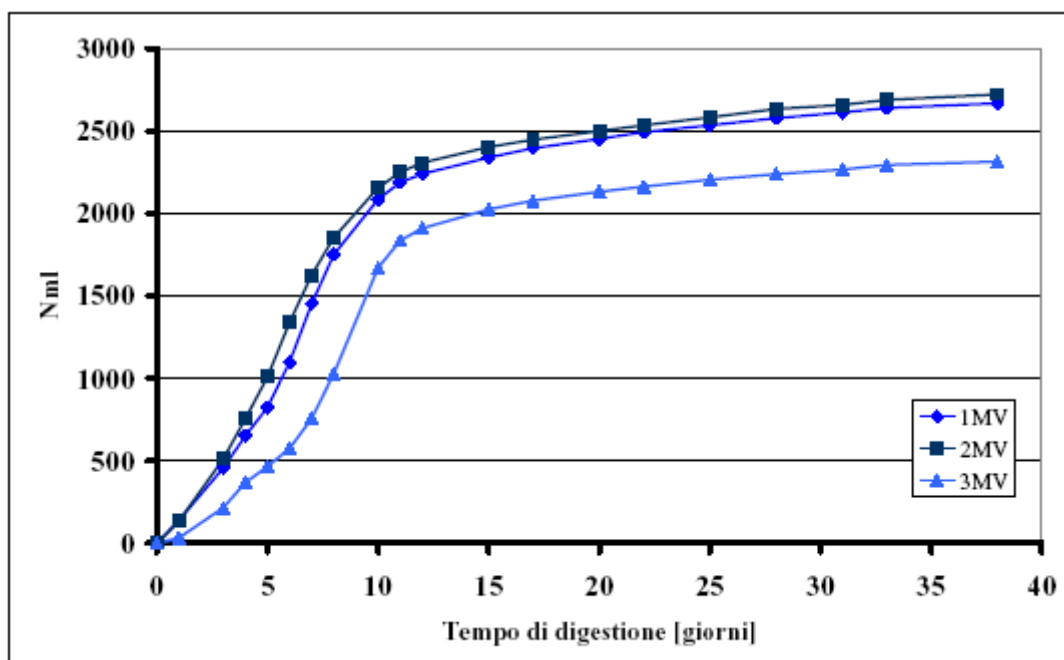


Fig. 4.95 - Produzione cumulata di metano da Vinaccioli d'uva

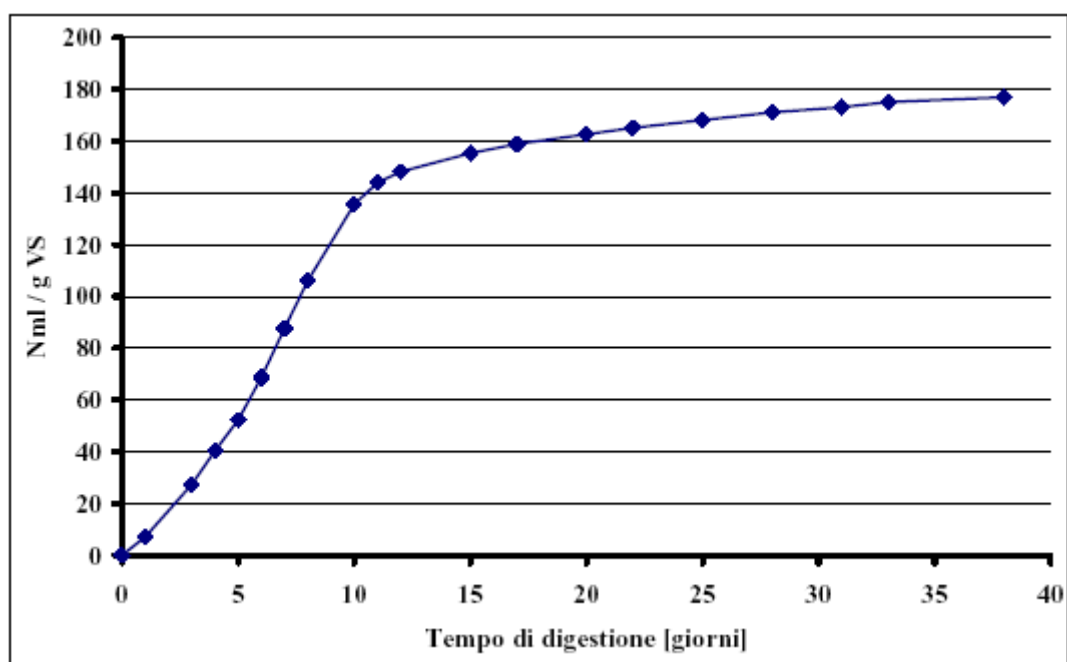


Fig. 4.96 - Produzione specifica di metano da Vinaccioli d'uva

4.2.7 Valutazione del potenziale di biometanazione dal Polverino di cuoio

Osservando le curve di produzione cumulative relative al Polverino di cuoio, si può suddividere il periodo di digestione in tre fasi: dopo una prima fase di latenza di circa 4 giorni ha avuto inizio un primo periodo produttivo con il raggiungimento in maniera molto rapida di un plateau. Al dodicesimo giorno si è registrato poi l'inizio di un secondo periodo di incremento di produttività, meno repentino rispetto al precedente, seguito da una fase più o meno marcata di stabilizzazione del processo e infine tra il trentatreesimo e il trentottesimo giorno una impennata della produzione di biogas continuativa e registrata fino all'interruzione della prova (trentanovesimo giorno). L'andamento delle curve, e quindi l'alternarsi di fasi di incremento del rilascio di gas e fasi di rallentamento o arresto della produzione, può essere spiegato con la complessità della matrice sottoposta a digestione anaerobica: dapprima le comunità batteriche hanno attaccato le sostanze già disponibili e più facilmente degradabili per poi passare, a mano a mano che tali substrati diminuivano, a molecole più complesse.

Per quel che riguarda il Polverino di cuoio è stata registrata una produzione media cumulata di biogas di 481,8 Nml (Fig. 4.97) e di metano di 323,7 Nml (Fig. 4.99) in 38 giorni, in gran parte accumulatasi nei primi 7 giorni. Dopo la prima settimana, infatti, i volumi di gas misurati si sono ridotti notevolmente e occasionalmente non è stato possibile rilevare alcuna produzione. La produzione specifica media del biogas è stata di 18,8 Nml/g SV (Fig. 4.98), mentre per il solo metano è risultata pari a 12,6 Nml/g SV (Fig. 4.100).

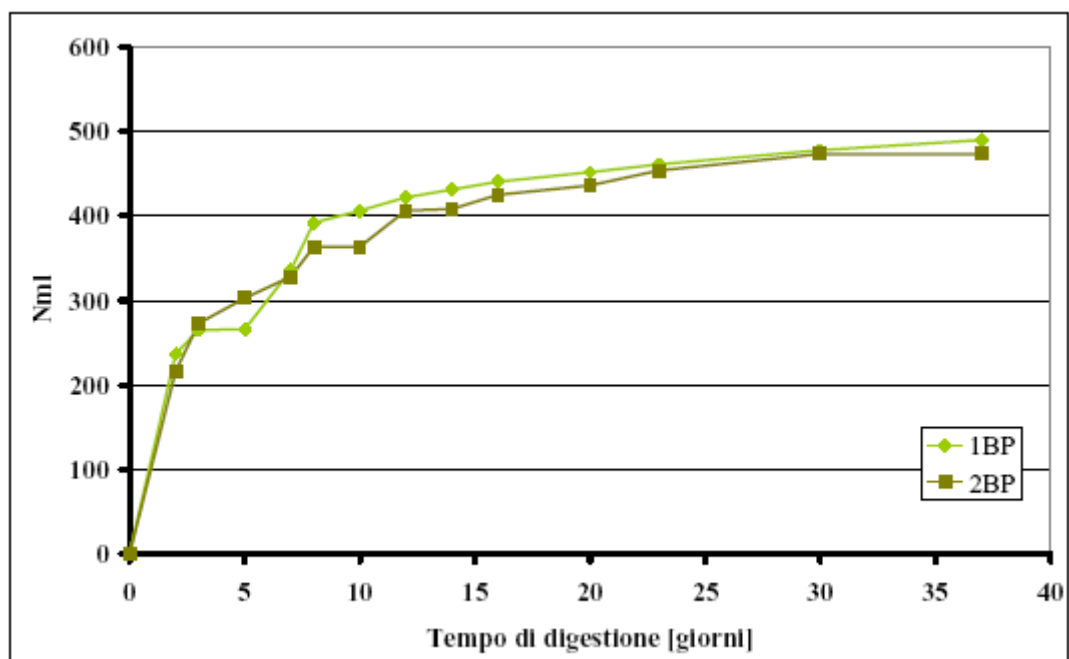


Fig. 4.97 - Produzione cumulata di biogas da Polverino di cuoio

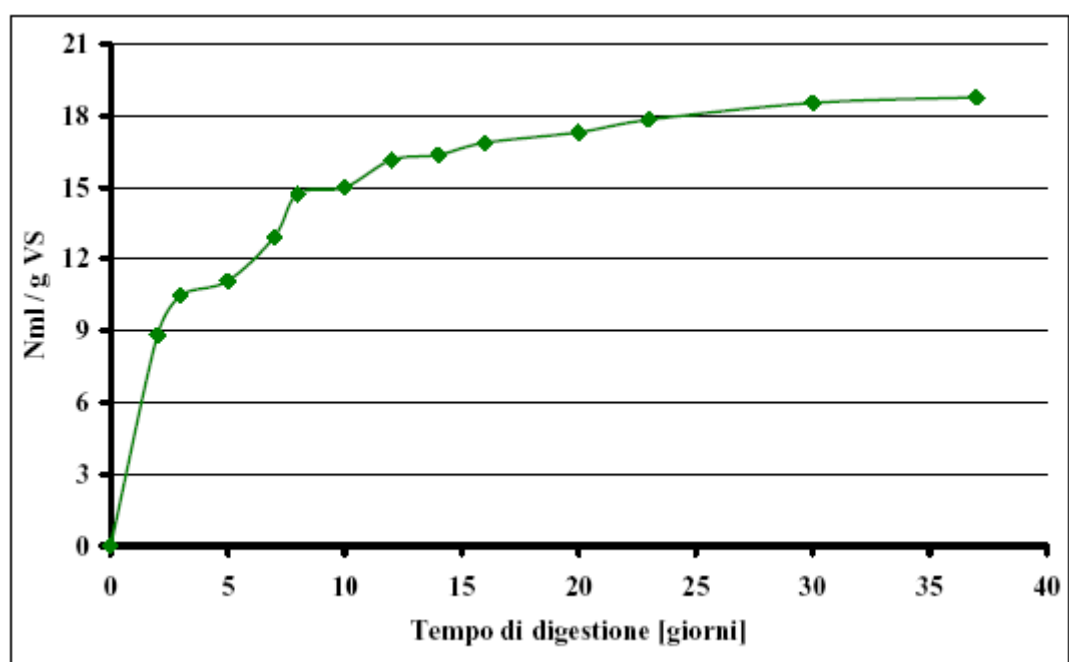


Fig. 4.98 - Produzione specifica di biogas da Polverino di cuoio

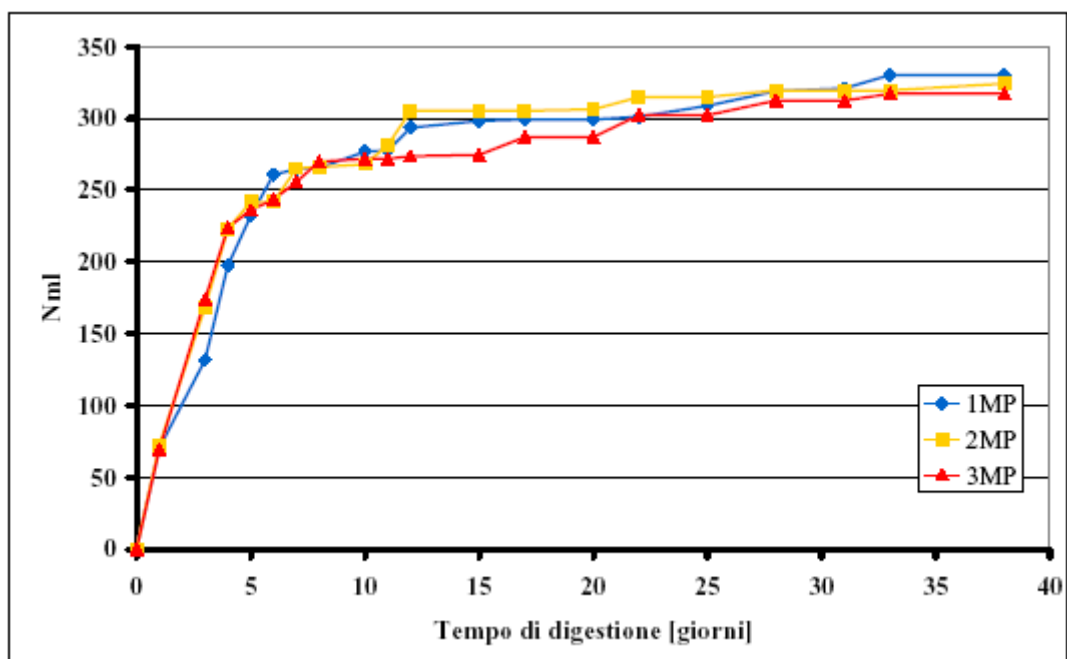


Fig. 4.99 - *Produzione cumulata di metano da Polverino di cuoio*

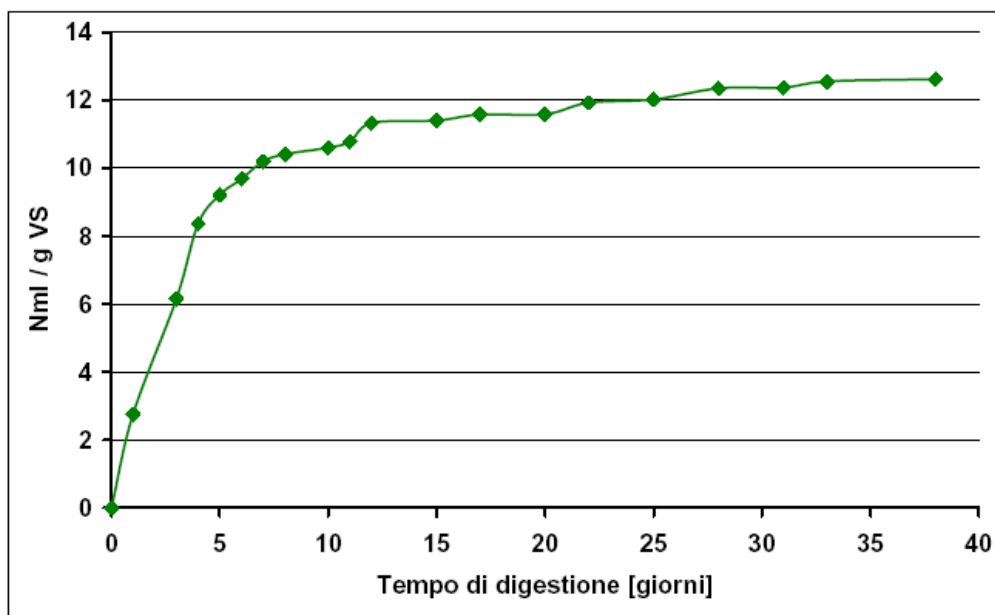


Fig. 4.100 - *Produzione specifica di metano da Polverino di cuoio*

Come si può osservare dai grafici, i rendimenti in termini di produzione di biogas e di metano sono risultati molto scarsi per il Polverino di cuoio, nonostante dalla caratterizzazione della matrice si sia partiti da un valore di contenuto di carbonio più elevato rispetto ai Vinaccioli e ai Fanghi (cfr. Tab. 4.14). Con ogni probabilità tale circostanza è da imputarsi alla presenza sì di un elevato contenuto di sostanza organica, ma non prontamente disponibile per la degradazione. Alla quantificazione della sostanza organica prontamente disponibile (RBCOD) potrà risultare utile la conduzione di prove respirometriche di frazionamento del COD.

Al termine del processo di digestione sono state condotte ulteriori prove per la caratterizzazione del digestato. I risultati ottenuti, ovvero i valori percentuali di umidità e solidi volatili, sono stati utilizzati per calcolare l'efficienza di rimozione del substrato ($\eta\%$), che si è dimostrata essere maggiore per i vinaccioli (54,34% circa) rispetto al polverino di cuoio (37,8% circa). Tale relazione era già comunque intuibile dalla semplice osservazione dei dati relativi ai volumi di biogas prodotti. Per quel che riguarda i fanghi di inoculo invece nonostante la scarsa produzione, da imputarsi al basso contenuto in solidi volatili iniziale, l'efficienza di rimozione del substrato è stata del 48% circa.

CONCLUSIONI E SVILUPPI FUTURI

I risultati ottenuti dal presente lavoro di ricerca possono contribuire, seppure non in maniera esaustiva, a fornire un quadro abbastanza completo circa le possibilità di sfruttamento del biogas prodotto mediante degradazione anaerobica dei rifiuti e di matrici organiche di scarto.

Innanzitutto il monitoraggio delle emissioni di biogas presso la discarica di Fano (PU), classificata, secondo la recente normativa sui rifiuti, il D.Lgs. 36/2003, come discarica per rifiuti non pericolosi, ha consentito di testare l'impiego della *camera di accumulo statica, non stazionaria* nella valutazione delle emissioni incontrollate di anidride carbonica e metano all'esterno del corpo rifiuti e dunque il conseguente miglioramento dell'efficienza dei sistemi di captazione del biogas.

Seguendo la metodologia proposta, infatti, è stata condotta una campagna di indagine finalizzata alla campionatura ed alla georeferenziazione, tramite sistema *GPS*, dei flussi di CO₂ e CH₄ emessi sia dalla superficie dei singoli settori areali costituenti la discarica, sia dalla fascia adiacente al *Bacino 2A* per valutare eventuali fughe all'esterno del sito di discarica. Successivamente, tramite elaborazione geostatistica di detti dati puntuali, è stato possibile valutare i volumi di emissione per i singoli bacini e costruire delle mappe areali di flusso con la finalità di evidenziare le zone di maggiore emissione.

Inoltre dall'analisi delle mappe è stato possibile riscontrare eventuali anomalie nei flussi misurati; con riferimento alle campagne di monitoraggio condotte, sono state infatti rappresentate le mappe relative ai flussi di metano: emissioni elevate per il *Bacino 3* meritano un'analisi approfondita in quanto fuoriuscite così ricche in metano sono distintive di un biogas "maturo". Prima di avere produzione di metano, nella generazione del biogas, infatti, sono in genere necessari diversi anni tra il periodo di latenza e le prime due fasi del processo di generazione del biogas. Pertanto è stato possibile ipotizzare una sorta di "migrazione" del biogas dal *Bacino 2A*, che presenta una copertura impermeabile e dunque un impedimento alla diffusione del biogas in atmosfera, verso il più "giovane", in riferimento all'età di abbancamento dei rifiuti, *Bacino 3* e dunque il biogas captato nel suddetto bacino non è soltanto quello ivi formatosi.

In definitiva le elaborazioni effettuate partendo dai dati puntuali di flusso, rilevate con la metodologia della camera di accumulo, costituiscono un valido strumento adoperabile per il monitoraggio dei siti di discarica, in accordo alle esigenze del D.lgs 36/2003. Tale ipotesi è avvalorata dalla periodica verifica dell'efficacia dei sistemi di captazione e rappresenta il presupposto per un successivo studio sperimentale riguardante l'implementazione di coperture innovative di bioossidazione delle emissioni di metano, da sostituirsi alla presente in geotessile. Ciò a dimostrazione di come la strumentazione utilizzata e la contestuale metodica approntata per l'elaborazione dei dati di flusso possano condurre ad un globale miglioramento gestionale del sito di

discarica nonché alla predisposizione di un nuovo approccio nella progettazione dei siti di smaltimento dei rifiuti.

Altro aspetto di rilievo indagato nel presente lavoro e connesso alla gestione integrata dei rifiuti è stata la valutazione del potenziale di biometanazione di alcune matrici di scarto di origine organica. L'obiettivo è stato quello di determinarne la produzione potenziale di biogas e la percentuale di metano in esso contenuto e a tale scopo è stato messo a punto un dispositivo in scala dal laboratorio che consentisse la conduzione delle prove con modalità semplici e ripetibili.

Da un punto di vista tecnico e metodologico si è osservato che l'impostazione finale degli impianti ha consentito una buona operatività del sistema garantendo in generale l'isolamento dei reattori e il mantenimento di condizioni anaerobiche e permettendo l'esecuzione di tutte le operazioni di misura e prelievo in maniera pratica e sicura, con la possibilità di verificare rapidamente la presenza di perdite dal sistema stesso e di provvedere altrettanto velocemente alla sostituzione delle parti andate incontro ad usura (es. i setti in silicone per il prelievo dai deflussori, o le valvole antiriflusso o gli aghi ipodermici otturati). Tuttavia sarebbe opportuno introdurre, per un miglior controllo delle fasi di processo, la possibilità di verificare le variazioni di temperatura e di pH all'interno dei singoli reattori lungo il corso delle prove. Inoltre per evitare sottostime dei volumi di biogas e metano prodotti giornalmente sarebbe auspicabile verificare la possibilità di introdurre sistemi di agitazione delle miscele e dell'inoculo che impediscano la risalita del medesimo materiale all'interno dei deflussori causandone momentanee otturazioni che impediscono il passaggio dei gas.

Volendo infine standardizzare l'applicazione del metodo volumetrico della bottiglia rovesciata per la misurazione di biogas e in particolare di metano, sarebbe opportuno prevedere un periodico controllo della composizione dei gas accumulatisi nello spazio di testa nella bottiglia di misurazione, tramite prelievo e analisi gas cromatografica con GC-FID.

Per quel che concerne lo studio delle potenzialità di utilizzo a scala reale delle diverse matrici organiche investigate per la produzione di biogas e quindi, previa depurazione, di metano, tali indagini hanno permesso di ottenere alcune informazioni preliminari piuttosto interessanti.

I migliori risultati ottenuti sono stati certamente quelli relativi alla FORSU, per l'elevato contenuto di sostanza organica rapidamente biodegradabile, infatti la produzione specifica di biogas è stata pari a 530,17 Nml/g SV. Considerando la produzione annuale totale nazionale di tale substrato (cfr. Par. 1.5), è possibile quantificare la potenza ricavabile dalla combustione del biogas prodotto in un digestore reale mediante il processo di digestione anaerobica, condotto secondo le modalità gestionali ed operative analizzate: tale produzione ipotetica ammonta a circa 332 MW³.

³ Il calcolo è stato effettuato ipotizzando una produzione media di energia pari a 1,5 Kwh per Nm³ di biogas prodotto (CRPA, 2008) ed un numero annuo di ore di funzionamento dell'impianto pari a 8000 h.

Analoga valutazione è stata svolta per i Fanghi, la cui produzione specifica di biogas è risultata pari a 280,5 Nml/g SV⁴. In tal caso la potenza ricavabile dalla combustione diretta del biogas ottenuto è pari a 35 MW.

I vinaccioli sottoposti a digestione anaerobica a regime mesofilo e in batch hanno mostrato una discreta SGP di biogas che al termine della serie di test si è attestata pari a 243,2 Nml/gSV. L'energia elettrica ricavabile dalla digestione anaerobica dell'intera produzione annuale di scarto di vinaccioli attraverso la combustione del biogas così prodotto ammonterebbe a circa 7 MW. Considerando la disponibilità limitata temporalmente nell'arco dell'anno di tale risorsa, sulla base di tali indagini preliminari, sicuramente potrebbe costituire un buon substrato in impianti di co-digestione insieme ad altre matrici, eventualmente provenienti dagli stessi distretti agricoli.

Spostando l'attenzione sul polverino di cuoio è risultata evidente una difficoltà delle comunità batteriche residenti nell'inoculo nel degradare questo substrato. Sicuramente ha giocato un ruolo dominante il trattamento di concia al vegetale subito dal pellame per l'ottenimento del cuoio che conferisce un'ottima resistenza all'acqua a tale materiale. Il trattamento con tannini di origine vegetale comporta infatti una compattazione delle fibre di collagene (costituente principale) e un innalzamento della cosiddetta temperatura di gelatinizzazione⁵ a 70°C, rendendo estremamente difficoltosa l'idrolisi di tale proteina e quindi la sua degradazione ad amminoacidi. In secondo luogo potrebbe costituire un ulteriore ostacolo alla degradazione di tipo anaerobico anche la presenza di materiale di dimensioni grossolane (cuoiattoli) quindi più difficilmente attaccabile rispetto al polverino più fine. Inoltre non è possibile escludere la presenza di elementi o specie chimiche (ad es. solfuri) in concentrazioni tali da inibire il processo di biometanazione.

Per trovare conferma ad alcune di queste ipotesi, alcuni campioni di digestato sono stati inviati al Dipartimento di Ingegneria dei Materiali e dell'Ambiente dell'Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia (nell'ambito di una collaborazione in corso con il Gruppo di Ingegneria Sanitaria-Ambientale della Facoltà di Scienza e Tecnologie dell'Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo") per una caratterizzazione più approfondita, con lo scopo di determinare la presenza di S (solfuri e acido solfidrico), N (ammoniacale e totale), ed eventualmente di metalli pesanti (come il Cr) e la salinità (tenore di NaCl).

Una possibile prospettiva di studio di tale substrato organico potrebbe prevedere un pretrattamento dello stesso tramite sminuzzamento e trattamento con ultrasuoni in modo da demolire direttamente le strutture proteiche più complesse. Tuttavia sarebbe poi necessario condurre attente valutazioni sui costi che nella pratica e a scala reale andrebbero a generarsi implementando tali tecnologie, andando ad inficiare la fattibilità economica dello sfruttamento del polverino di cuoio.

⁴ Valore medio calcolato sulla base dei dati di SGP ottenuti per il fango di Acerra e per il fango di Nola.

⁵ Temperatura al di sopra della quale il collagene comincia a ricevere danni dall'azione dell'acqua.

Bibliografia

- Acaia C., Bruzzi R., Caserini S., Cernuschi S., Gandolla M., Negri M. (2004). *Emissioni atmosferiche da discariche di rifiuti in Lombardia: stato attuale e scenari tecnologici di riduzione*, RS Rifiuti Solidi, vol. XVIII n. 2, marzo-aprile.
- Andreola F., Barbieri L., Berloni A., Caramiello C., Lancellotti I., Mangani G., Righi F., Tatàno F., Taurino R. (2010). *Anaerobic digestion of selected agricultural and industrial residues (grape-seeds and leather dust): lab-scale system, comparative tests and digestate characterisation* – Proceedings of Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste, VENICE 2010, 8-11 novembre 2010, Venezia, Italy.
- Andreottola G., Muntoni A. (1997). *Modelli di produzione del biogas da discariche di RSU*, “Recupero di risorse da rifiuti solidi” (a cura di E. de Fraja Frangipane, R. Vismara), XLVI Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale (promosso ed organizzato da D.I.I.A.R.-sez. Ambientale, Politecnico di Milano), Collana Ambiente, Volume 18, C.I.P.A. Editore, Milano.
- ANPA (2001). *I rifiuti del comparto agroalimentare*, Studio di settore.
- ANPA (2002). *Il recupero di sostanza organica dai rifiuti per la produzione di ammendanti di qualità*. Manuali e Linee Guida 7/2002.
- APAT/IRSA CNR (2003). *Metodi analitici per le acque*. Manuali e linee guida 29.
- APAT (2005). *Manuali e linee guida 13/2005, Digestione anaerobica della frazione organica dei rifiuti solidi*.
- Arya S. P. (1988). *Introduction to micrometeorology*, San Diego: Academic Press.
- Bilitewski B., Härdtle G., Marek K. (2000). *Abfallwirtschaft. Handbuch für Praxis und Lehre*. Dritte, neubearbeitete Auflage, Springer-Verlag, Berlin, Germany
- Billings S.A., Richter D.D., Yarie J. (2000). *Sensitivity of soil methane fluxes to reduced precipitation in boreal forest soils*, Soil Biology & Biochemistry, 32: 1431–1441.
- Bogner J., Spokas K., Burton E., Sweeney R., Corona V. (1995). *Landfills as atmospheric methane sources and sinks*, Chemosphere, Vol. 31, n. 9, 4119-4130.
- Bogner J., Meadows M., Czepiel P. (1997). *Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls*, Soil Use and Management, 13, 268-277.
- Bogner J.E., Spokas K.A., Burton E.A. (1997). *Kinetics of methane oxidation in a landfill cover soil: temporal variations, a whole-landfill oxidation experiment, and modelling of net CH₄ emissions*, Environ. Sci. Technol., 31, 2504-2514.
- Börjesson G., Svensson B.H. (1997). *Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation*, Waste Management & Research, 15, 33-54.

- Börjesson G., Danielsson A., Svensson B.H. (2000). *Methane fluxes from a Swedish landfill determined by geostatistical treatment of static chamber measurements*, Environ. Sci. Technol., 34, 4044-4050.
- Börjesson G., Samuelsson J., Chanton J. (2007). *Methane oxidation in Swedish landfills quantified with the carbon isotope technique in combination with an optical method for emitted methane*, Environ. Sci. Technol. 41 , 6684–6690.
- Caffaz S., Ficara E., Giordano A. (2008). *Digestione anaerobica: Metodi di misura della biodegradabilità*. In “Biogas dai Rifiuti Solidi Urbani: Tecnologia, applicazioni, utilizzo” (Curatori Vismara R., Malpei F., Centemero M.), Editore Dario Flaccovio, Palermo, Italia.
- Camarda M., Gurrieri S., Valenza M. (2006). *CO₂ flux measurements in volcanic areas using the dynamic concentration method: Influence of soil permeability*, J. Geophys. Res., 111.
- Capaccioni B., Tatàno F., Lucci P., Scartoni P. (2005 A). *Caratterizzazione delle emissioni di biogas da discarica: esperienze e problematiche con metodologia della camera di accumulo (statica, non stazionaria)*, Atti dei Seminari di “Ecomondo 2005” (a cura di L. Morselli), Collana Ambiente e Territorio, Maggioli Editore, Rimini.
- Capaccioni B., Lucci P., Scartoni P. Tatàno F. (2005 B). *Biogas flux measurement using the static, not-stationary accumulation chamber method: mapping, classification and selective characterisation of dispersions at Italian provincial scale*, Proceedings “SARDINIA 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium”, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 3-7 October 2005.
- Capaccioni B., Didero M., Lucci P., Pirillo L., Scartoni P., Tatàno F. (2005 C). *Camera di accumulo portatile per il monitoraggio di emissioni di biogas da discarica: risultati sperimentali ed elaborazioni preliminari a scala provinciale*, RS – Rifiuti Solidi, vol. XIX, n. 2, marzo-aprile.
- Cardellini C., Chiodini G., Frondini F., Granirei D., Lewicki J., Peruzzi L. (2003). *Accumulation chamber measurements of methane fluxes: application to volcanic-geothermal areas and landfills*, Applied Geochemistry, 18, 45-54.
- Chiodini G., Frondini F., Raco B. (1996). *Diffuse emission of CO₂ from the Fossa crater, Vulcano Island (Italy)*, Bull. Volcanol., 58, 41-50.
- Chiodini G., Cioni R., Guidi M., Marini L., Raco B. (1998). *Soil CO₂ flux measurements in volcanic and geothermal areas*, Applied Geochemistry, 13, 543 – 552.
- Christophersen M., Kjeldsen P., Holst H., Chanton J., (2001). *Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing emissions and methane oxidation*, Waste Management and Research 19, 126– 143.
- Chynoweth D. P., Turick C. E., Owens J. M., Jerger D. E., Peck M. W. (1993). *Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks*, Biomass and Bioenergy, vol. 5, n. 1, pp. 95-111
- Chynoweth David P., Owens John M., Legrand Robert (2001). *Renewable methane from anaerobic digestion of biomass*, Renewable energy, vol. 22, 1-8.
- Corti A., Carpentieri M., Giampini P., Lombardi L., Pecorini I. (2007). *Landfill gas emission monitoring: direct and indirect methodologies*, Landfill Research Trends – Nova Science Pub Inc.

Cossu R., Lavagnolo M.C., Raga R. (1997). *Recupero ed utilizzazione del biogas da discariche*, “Recupero di risorse da rifiuti solidi” (a cura di E. de Fraja Frangipane, R. Vismara), XLVI Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale (promosso ed organizzato da D.I.I.A.R.-sez. Ambientale, Politecnico di Milano), Collana Ambiente, Volume 18, C.I.P.A. Editore, Milano.

Cossu R., Muntoni A., Chiarantini L., Massacci G., Serra P., Scolletta A, Sterzi G. (1997). *Biogas emissions measurement using static and dynamic flux chambers and infrared method*, Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, 13-17 October, CISA (Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari).

Cossu R. (2004). *La discarica sostenibile ed il suo ruolo nella gestione dei rifiuti solidi*. IWWG Seminar, Abbazia di Praglia, 19-21 may 2004, Eurowaste, Padova.

CRPA (2008). *Biogas: l'analisi di fattibilità tecnico-economica*, Opuscolo C.R.P.A. 6.20, N.4/2008.

Czepiel P.M., Mosher B., Crill P.M., Harriss R.C., (1996). *Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions*, Journal of Geophysical Research 101, 16721–16729.

Czepiel P.M., Mosher B., Harriss R.C., Shorter J.H., McManus J.B., Kolb C.E., Allwine E., Lamb B.K. (1996). *Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods*, J. Geophys. Res., 101(D11), 16711–16719.

Damiani A., Gandolla M. (1992). *Gestione di biogas da discariche controllate*, Istituto per l'Ambiente, Collana Monografie, Volume 8, Milano.

Denmead O.T., Harper L.A., Freney J.R., Griffith D.W.T., Leuning R., Sharpe R.R.. (1998). *A mass balance method for non-intrusive measurements of surface-air trace gas exchange*, Atmospheric Environment 32(21): 3679 –3688.

De Rosa T., Castagner R. (1994). *Tecnologia delle grappe e dei distillati d'uva*. Edizioni Edagricole, Bologna.

Dueñas C., Fernández M.C., Carretero J., Liger E. (1999). *Methane and carbon dioxide fluxes in soils evaluated by ^{222}Rn flux and soil air concentration profiles*, Atmospheric Environment, 33, 4495-4502.

ENEA (1999). *Libro bianco per la valorizzazione energetica delle fonti rinnovabili*, ENEA, Roma.

ENEA (2009). *Inventario annuale delle emissioni di gas serra su scala regionale. Le emissioni di anidride carbonica dal sistema energetico. Rapporto 2008*.

ENEA (2009). *Rapporto energia e ambiente 2008, Analisi e scenari*.

EurObserv'ER, *Biogas barometer – July 2008*, in Systems Solaires- le journal des énergies renouvelables n°186-2008, pp. 45-59

EurObserv'ER, *Barometre biocarburant – Juillet 2008*, in Systems Solaires- le journal des énergies renouvelables n°192-2009, pp 54-77.

Exeter, UK, 1-3 Febbraio 2005, *Avoiding Dangerous Climate Change: A scientific symposium on Stabilisation of Greenhouse gases*, DEFRA (UK Department for Environment), Cambridge University Press

Fowler D., Duyzer J. (1989). *Micrometeorological techniques for the measurement of trace gas exchange*, In *Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, Eds. M.O. Andreae and D.S. Schimel. pp 189–208. John Wiley and Sons, Chichester, UK.

Fowler D, Hargreaves KJ, Skiba U, Milne R, Zahniser M.S., Moncrieff J.B., Beverland I.J., Gallagher M.W. (1995). *Measurement of CH₄ and N₂O fluxes at the landscape scale using micrometeorological methods*, Philosophica Transactions of the Royal Society of London, Series A 350, 339-56.

Galle B., Samuelsson J., Svensson B.H., Borjesson G. (2001). *Measurements of methane emissions from landfills using a time correlation tracer method based on FTIR absorption spectroscopy*, Environmental Science and Technology 35, 21–25.

Gandolla M., Acaia C., Fischer C. (1997A). *Landfill gas migration in the subsoil: Experiences of control and remediation: International directory of solid waste management 1997/8*, The ISWAYearbook (L. Uhre, ed). James & James Science Publishers, Ltd, London, UK, p. 237 – 245.

Gandolla M., Acaia C., Fisher C. (1997B). *Formazione, captazione e sfruttamento di biogas in discariche*, “Recupero di risorse da rifiuti solidi” (a cura di E. de Fraja Frangipane, R. Vismara), XLVI Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale (promosso ed organizzato da D.I.I.A.R.-sez. Ambientale, Politecnico di Milano), Collana Ambiente, Volume18, C.I.P.A. Editore, Milano.

Gunaseelan Nallathambi V. (1997). *Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review*, Biomass and Bioenergy, vol 13, pp. 83-114.

Hansen T. L., Schmidt J. E., Angelidaki I., Marca E, Jes la Cour Jansen, Mosbæk H, Christensen T. H. (2004). *Method for determination of methane potentials of solid organic waste*, Waste Management vol. 24 pp 393–400.

Huber-Humer M. (2004). *International research into landfill gas emissions and mitigation strategies – IWWG working group*, “CLEAR” Waste Management, 24, 425-427.

Huber-Humer M., Gebert J., Hilger H. (2008). *Biotic systems to mitigate landfill methane emissions*. Waste Management & Research, 26, 33-46.

IEA (2008). *Energy Technology Perspectives*, Copenhagen, 22 ottobre 2008.

IEA (2008), *Ensuring Green Growth in a Time of Economic Crisis: The Role of Energy Technology* – Executive summary, Atti G8 Siracusa, aprile 2008

IPCC (2001). *Climate change 2001: The Scientific Basis Third Assessment Report of Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, New York, USA

IPCC (2007). *Climate change 2007 - The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of IPCC*, Cambridge University Press, New York, USA

IRSA, Istituto Italiano di Ricerca sulle Acque (1984). *Metodi analitici per i fanghi – Volume 2: Parametri Tecnologici*. IRSA Serie Volume No. 64, CNR – Centro Nazionale delle Ricerche, Roma.

ISPRA (2008). *Rapporto Rifiuti 2008*

ISPRA (2009). *Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2007. National Inventory Report 2009*.

ISTAT (2009). Tavola C26 - Superficie (ettari) e produzione (quintali): uva da tavola, uva da vino, vino. Dettaglio per provincia, Disponibile su <http://agri.istat.it>

ITABIA, *Rapporto 2008- I traguardi della bioenergia in Italia*, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

Jensen L.S., McQueen D.J., Sheperd T.G. (1996). *Effects of soil compaction on N-mineralization and microbial-C and – N. I. Field measurements*, Soil & Tillage Research, 38, 175-188.

Kanemasu E.T. Power W.L., Sij J.W. (1974). *Field chamber measurements of CO₂ flux from soil surface*, Soil Science, 118,4, 233-237.

Kjeldsen P., (1996). *Landfill gas migration in soil*, Landfilling of Waste: Biogas, edited by T. Christensen et al., pp. 87–133, E & FN Spon, London.

Kucera C., Kirkham D.R. (1971). *Soil respiration studies in tall grass Prairie in Missouri*, Ecology, 52, 912 –915.

Le Mer J., Roger P. (2001). *Production, oxidation, emission and consumption of methane by soil: a review*, Eur. J. Soil Biol. 37, pp. 25 – 50.

Lewis A.W., Yuen S.T.S., Smith A.J.R. (2003). *Detection of gas leakage from landfills using infrared thermography – applicability and limitations*, Waste Manage. Res. 21, 436 – 447.

Malpei F., Gardoni D. (2008). *La digestione anaerobica: i principi del processo biologico e i criteri di dimensionamento*. In “Biogas dai Rifiuti Solidi Urbani: Tecnologia, applicazioni, utilizzo” (Curatori Vismara R., Malpei F., Centemero M.), Editore Dario Flaccovio, Palermo, Italia.

Mangani F., Tatàno F., Acerbi N., Monterubbiano C., Pretelli S., Tombari L. (2006). *Shoe manufacturing wastes of the Marche Region industrial sector: Dimension and characterisation – Possible options for material and energy recoveries*. Synthesis Report of the Research Project funded by the Marche Region under Deliberation “CIPE No. 17/03, University Research and Territory”, University of Urbino “Carlo Bo”, Urbino, Italy.

Masotti L. (2006). *Depurazione delle acque: tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di riutilizzo*. Edizioni Calderini Bologna

Mosher B.W., Czepiel P.M., Harris R.C., Shorter J.H., Kolb C.E., Mcmanus J.B., Allwine E., Lamb B.K. (1999). *Methane emissions at nine landfill sites in the Northeastern United States*, Environ. Sci. Technol., 33, 2088-2094.

Muntoni A. (2000). *Produzione e controllo delle emissioni di biogas in discariche*, “Gestione integrata dei rifiuti solidi urbani” (a cura di E. de Fraja Frangipane, R. Vismara), 50° Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale (promosso ed organizzato da D.I.I.A.R.-sez. Ambientale, Politecnico di Milano), Collana Ambiente, Volume 22, C.I.P.A. Editore, Milano.

Nicolas J., Craffe F. Romain A.C. (2006). *Estimation of odor emission rate from landfill areas using the sniffing team method*. Waste Management, 26, 1259-1269.

Odello L., (2002). *Come fare la grappa*, Giunti Editore S. p. A., Firenze-Milano

ONR (2008). *Programma e Rapporto dell'Osservatorio, PRO2, Rapporto 2008*.

Owen W. F., Stuckey D. C., Healy J. B., Young Jr. L. Y., McCarty P. L. (1979). *Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity*, Water Research, 13, 485-492.

Panissidi A., Quarta D., Fabbicino M., Giordano A. (2009). *Prospettive di valorizzazione della frazione organica dei rifiuti nei Paesi del sud del mondo*, RS Rifiuti Solidi, vol. XXIII n. 1, pp. 11-15.

Parawira W., Read J.S., Mattiasson B., Björnsson L. (2008). *Energy production from agricultural residues: high methane yields in pilot-scale two-stage anaerobic digestion*, Biomass and Bioenergy vol. 32, pp 44 – 50.

Parkinson K.J. (1981). *An improved method for measuring soil respiration in the field*, J. Appl. Ecology, 18, 221-228.

Pecorini I. (2007). *La ricerca nel settore del monitoraggio e del controllo delle emissioni di biogas da discarica: metodiche e stato dell'arte*, Atti del convegno su Contenimento delle emissioni di gas climalteranti da discariche di rifiuti: stato dell'arte e prospettive future. Il progetto LIFE-GHERL, 30 marzo 2007, Terranova Bracciolini, Arezzo, Italia

Petrucchioli M. (2008). *Rifiuti ed effluenti agroindustriali: tipologia, quantità e possibilità di valorizzazione*, in Europa del recupero: le ricerche, le tecnologie, gli strumenti e i casi di studio per una cultura della responsabilità ambientale, Atti di ECOMONDO 2008, 99 - 104, Maggioli Editore.

Piccinini Sergio (2004). *Biogas: produzione e prospettive in Italia*. Convegno Nazionale sulla Bioenergia, Roma.

Pietrogrande P., Masullo A. (2007). *Energia verde per un Paese "rinnovabile"*, Edizione 2007 ampliata ed aggiornata. Franco Muzzio Editore

Pumpanen J., Ilvesniemi H., Perämäki M., Hari P. (2003). *Seasonal patterns of soil CO₂ efflux and soil air CO₂ concentration in a Scots pine forest: comparison of two chamber techniques*, Global Change Biology, Volume 9, 371 - 382

Raco B., Cioni R., Guidi M., Scozzari A., Lelli M., Lippo G., (2006). *Monitoraggio del flusso di biogas diffuso dal suolo da discariche RSU: il caso di Legoli, Peccioli (PI)*, RS Rifiuti Solidi vol. XX n.2, 120 – 133.

Raes F. (2009). *New directions: climate change and air pollution abatement. A bumpy road*, Atmospheric Environment, 43, 5132-5133.

Rogie J.D., Kerrick D.M., Chiodini G., Sorey M.L., Virgili G. (1998). *Continuous monitoring of diffuse CO₂ degassing, HroseShoe Lake Mammoth Mountain, California*, Proc. AGU EOS Trans 81, F1323.

- Romagnolli F. (2000). *La fitodepurazione: manuale tecnico divulgativo per una gestione sostenibile del ciclo delle acque*. Comune di Reggio Emilia, Assessorato Ambiente e Verde.
- Savage K.E., Davidson E.A. (2003). *A comparison of manual and automated systems for soil CO₂ flux measurements: trade-offs between spatial and temporal resolution*, Journal of Experimental Botany, Vol. 54, n. 384, 891-899.
- Scheutz C., Kjeldsen P., Bogner J., De Visscher A., Gebert J., Hilger H., Huber Humer M., Spokas K. (2009). *Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions*, Waste Management & Research, 27, 409-455.
- Spokas K., Bogner J., Chanton J.P., Morcet M., Aran C., Graff C., Moreau-Le Golvan Y., Hebe I. (2006). *Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?* Waste Management, 26, 516-525.
- Stern N. (2006). *The economics of climate change*, Cambridge University Press
- Tett S. F. B., et al. (2002). *Estimation of natural and anthropogenic contributions to twentieth century temperature change*, Journal of Geophysical Research, 107 (D16), 4306
- Thorstenson D.C., Polloch D.W. (1989). *Gas transport in unsaturated porous media: adequacy of Fick's law*, Reviews of Geophysics, 27, n. 1, 61-78.
- Tonani F., Miele G. (1991). *Methods for measuring flow of carbon dioxide through soils in volcanic setting*, Napoli '91. International Conference on Active Volcanoes and Risk Mitigation. Napoli, 27 August-1 September.
- Trégourès A., Beneito A., Berne P., Gonze M.A., Sabroux J.C., Pokryszka Z., Savanne D., Tauziède C., Cellier P., Laville P., Milward R., Arnaud A., Levy F., Burkhalter R., (1999). *Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site*, Waste Management and Research 17, 453-458.
- Tushar Jash, D. N. Ghosh (1996). *Studies on the solubilization kinetics of solid organic residues during anaerobic biomethanation*, Energy, Vol 21, N. 7/8, pp. 725-730.
- West System (2002). *Carbon dioxide flux meter Handbook*
- Witkamp M., (1969). *Cycles of temperature and carbon dioxide evolution from litter and soil*, Ecology, 50, 922 – 924.
- Young P., Parker A. (1983). *Vapors, odors, and toxic gases from landfills*, In Hazardous and Industrial Waste Management and Testing Proceedings of the Third Symposium, (L. P. Jackson, A. R. Rohlik and R. A. Conway, eds), Pennsylvania: ASTM-Philadelphia. pp. 24-41.
- Young P., Parker A. (1984). *Origin and control of landfill odors*, SCI London, Chem. Ind. London, 9, 329-334.